



**Carmen Sofia
Lourenço Lemos
Dionísio**

**Avaliação da eficácia das áreas protegidas na
conservação de Psittacidae no Brasil: presente e
futuro.**

DECLARAÇÃO

Declaro que este relatório é integralmente da minha autoria, estando devidamente referenciadas as fontes e obras consultadas, bem como identificadas de modo claro as citações dessas obras. Não contém, por isso, qualquer tipo de plágio quer de textos publicados, qualquer que seja o meio dessa publicação, incluindo meios eletrônicos, quer de trabalhos acadêmicos.



**Carmen Sofia
Lourenço Lemos
Dionísio**

**Avaliação da eficácia das áreas protegidas
na conservação de Psittacidae no Brasil:
presente e futuro.**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada, realizada sob a orientação científica do Prof. Dr. Carlos Manuel Martins Santos Fonseca, Professor Associado com Agregação do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro e coorientação científica da Prof. Dra. Maria João Ramos Pereira, Professora Adjunta I da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e do Prof. Dr. Rudi Ricardo Laps, Professor Adjunto II da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.

*“Eu fui aparelhado
para gostar de passarinhos.
Tenho abundância
de ser feliz por isso.
Meu quintal
É maior do que o mundo.”*

Manoel de Barros

o júri

presidente

Prof. Doutora Ana Maria de Jesus Rodrigues
professora auxiliar com agregação do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

Prof. Doutor Erich Arnold Fischer
professor associado IV da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul

Prof. Doutor Carlos Manuel Martins Santos Fonseca
professor associado com agregação do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

agradecimentos

À minha família por me ter proporcionado mais esta aventura no Brasil. Em especial à minha mãe pelo apoio incondicional a ultrapassar os obstáculos e por estar sempre presente mostrando-me que com vontade, coragem e amor tudo é possível.

À minha co-orientadora Professora Doutora Maria João Pereira pelo incentivo perante todas as dificuldades, pela atenção e disponibilidade, acompanhando de perto a realização deste projecto.

Ao meu orientador Professor Doutor Carlos Fonseca e co-orientador Professor Doutor Rudi Laps por terem acreditado no meu trabalho, bem como por toda a disponibilidade.

Aos colegas João Carvalho e Jose Quintero que foram fundamentais para a realização deste projeto. Por toda a motivação, paciência, disponibilidade, e por todos os ensinamentos que me permitiram enriquecer profissionalmente.

Ao Sr. Geraldo “Mineirinho” e à D. Maria por toda a amizade e humildade, mostrando como é possível viver em harmonia com a natureza. Pelas belas histórias contadas na mata após as longas caminhadas, acompanhadas de um cafezinho repleto de sorrisos e carinho. A eles, que de alguma forma me ajudaram a ultrapassar os obstáculos de andar sozinha na mata, mantiveram a minha coragem e a minha sanidade mental fazendo com que nunca desistisse, me mostraram o seu mundo e tornaram-me parte da sua linda família.

A todos os Fazendeiros, Proprietários, Gerentes, Piões e restantes Funcionários que acreditaram em mim como porta-voz deste grande projeto e me abriram as portas dos seus 45.000hectares de terras.

Ao PELD – Planalto da Bodoquena pela contribuição financeira durante os trabalhos de campo e ao Campus da UFMS de Bonito pelo apoio logístico.

Aos “Amigos de Sempre” pela motivação e por terem estado sempre presentes apesar da distância.

A todos, o meu mais profundo Obrigada.

palavras-chave

alterações climáticas, análise de lacunas, distribuição, Psittacidae.

resumo

O declínio da biodiversidade e o aumento dos eventos de extinção estão cada vez melhor documentados e têm sido associados, em parte, aos efeitos das ações antropogênicas. Tomadas de decisões políticas e estratégias de gestão com foco na conservação, principalmente em países megadiversos como o Brasil, têm um enorme impacto na biodiversidade mundial. As áreas protegidas desempenham indiscutivelmente um papel fundamental na conservação a longo prazo, mas pouco se sabe até que ponto estas áreas estão a cumprir o seu objetivo na proteção dos psitacídeos. Através de métodos de modelação procurámos avaliar a distribuição e riquezas atuais destas espécies e prever cenários futuros. Posteriormente, foram realizadas análises de lacunas das áreas protegidas atuais na cobertura das áreas de distribuição das espécies. Os nossos resultados indicam um claro declínio na riqueza de psitacídeos ao longo das diferentes áreas geográficas com o aumento das alterações climáticas, principalmente nos domínios Pampa, Pantanal e Mata Atlântica. A Amazónia apresenta a maior riqueza de espécies de Psittacidae e a Mata Atlântica o maior grau de endemismos. O Pantanal apresenta a maior riqueza total e de endémicas de psitacídeos por km², porém é o segundo domínio com menor proteção legal. As áreas protegidas existentes mostraram-se eficazes na cobertura das áreas de distribuição das espécies em estudo, não evidenciando grandes lacunas de correspondência no presente nem nas previsões futuras. Neste trabalho indicamos medidas para mitigar os impactos futuros das mudanças climáticas e sugerimos espécies e domínios prioritários à conservação.

keywords

climate change, distribution, gap analysis, Psittacidae.

abstract

The loss of biodiversity and the increase of extinction events are becoming better documented and have been associated in part to the effects of anthropogenic actions. Political decision-making and management strategies focusing on conservation, especially in megadiverse countries like Brazil, have a major impact on global biodiversity. Undoubtedly, protected areas have a fundamental role in the long-term preservation of biodiversity, but little is known how far these areas are meeting their conservation goal in protecting parrots. In this study, we aimed to evaluate the current distribution of these species and predict future scenarios using modeling procedures. Subsequently, we performed a gap analysis of the current protected areas in the coverage of the distribution of the species. We found a clear decline in parrots species richness over the different geographical areas for the increase of climate change, especially in Pampa, Pantanal and Atlantic Forest. The Amazon has higher species richness of the Psittacidae and the Atlantic Forest has higher richness of endemics. The Pantanal has higher total and endemic richness of parrot species per km², however it is the second domain with less legal protection. The existing protected areas seem to be effective in covering the distribution areas of the studied parrots, not showing significant coverage gaps in the present or in the projected future scenarios. In this work, we indicate measures to mitigate future climate change impacts and we identify priority species and domain for conservation.

Índice

1. INTRODUÇÃO	6
1.1. Alterações Climáticas e a perda de biodiversidade.....	6
1.2. Fatores que influenciam o risco de extinção	8
1.3. Brasil, um país megadiverso.....	9
1.4. Psittacidae	10
1.4.1. Distribuição	10
1.4.2. Ameaças.....	11
1.5. Modelos de Distribuição de Espécies	14
1.6. Áreas Protegidas	16
1.6.1. Perspetiva mundial	16
1.6.2. Unidades de Conservação no Brasil	18
1.7. Análise de Lacunas das áreas protegidas	21
1.8. Objetivos	23
2. MÉTODOS	24
2.1. Distribuição de Psittacidae.....	24
2.1.1. Dados de campo.....	24
2.1.1.a. Área de estudo.....	26
2.1.2. Banco de dados <i>online</i>	27
2.1.3. Modelação de nicho.....	28
2.1.4. Análise espacial.....	30
2.2. Análise de Lacunas	30
3. RESULTADOS	32
3.1. Distribuição de Psittacidae.....	32
3.1.1. Dimensão das áreas de distribuição	32
3.1.2. Padrões de riqueza total e de endémicas do Brasil	32
3.1.3. Padrões de distribuição por estatuto de conservação	34
3.2. Análise de lacunas das áreas protegidas.....	36
4. DISCUSSÃO	39
4.1. Distribuição de Psittacidae.....	39
4.2. Análise de lacunas das áreas protegidas.....	43
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	46
6. REFERÊNCIAS.....	48
7. ANEXOS	60

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Lista de espécies endêmicas da família Psittacidae no Brasil e o seu estatuto de Conservação, segundo a Lista Vermelha da IUCN. Estatuto da espécie: LC - Pouco preocupante; NT - Quase ameaçada; VU - Vulnerável; EN - Ameaçada; CR - Criticamente ameaçada.....13

Tabela 2 - Lista das 17 espécies de Psitacídeos registadas no Planalto da Serra da Bodoquena. Estatuto da espécie no Brasil: R – Residente; E – Endêmica. Estatuto pela IUCN: LC - Pouco preocupante; NT - Quase ameaçada; VU - Vulnerável.26

Tabela 3 – Tamanho e Percentagem de Unidades de Conservação de Uso Sustentável e de Proteção Integral "%UCs IPA + SUA", em cada domínio.31

Tabela 4 – Percentagem de cobertura das espécies totais e endêmicas do Brasil de Psitacídeos pelas Unidades de Conservação de Proteção Integral (IPA) e de Uso Sustentável (SUA), no presente, em 2050 e 2070.36

Tabela 5 - Número de espécies por estatuto de conservação com cobertura de distribuição pelas áreas protegidas (Unidades de Conservação de Proteção Integral (IPA) e de Uso Sustentável (SUA)), abaixo de 17%, no presente, em 2050 e 2070. Estatuto pela IUCN: LC – Pouco preocupante; VU – Vulnerável; EN – Ameaçada; NT - Quase ameaçada; CR – Criticamente ameaçada.....37

Tabela 6 - Nível de Proteção das espécies total e endêmicas do Brasil de Psitacídeos, pelas Unidades de Conservação de Proteção Integral (IPA) e de Uso Sustentável (SUA), no presente, em 2050 e em 2070. P = Protegida; PG = Parcialmente protegida e P = Lacuna completa.39

Lista de Figuras

Figura 1 – Distribuição global dos Psittaciformes. Fonte: http://www.biodiversitymapping.org/birds.htm	11
Figura 2 - Representação geográfica das áreas protegidas marinhas e terrestres. (Fonte: Deguignet <i>et al.</i> , 2014).....	16
Figura 3 - Caracterização das Unidades de Conservação (UCs) no Brasil, segundo o SNUC (2011).	19
Figura 4 - Área de estudo de dados de campo, dentro e à volta do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (SBNP) – Mato Grosso do Sul, Brasil.	25
Figura 5 - Equação logarítmica para a análise de espécies com tamanhos intermédios de área de distribuição.....	31
Figura 6 - Distribuição de riqueza de Psittacidae específica total e de apenas da riqueza de endémicas do Brasil, no presente, 2050 e 2070.	33
Figura 7 - Distribuição de riqueza de Psittacidae segundo estatuto da IUCN, máxima e mínima por ponto, no presente, 2050 e 2070. Estatuto pela IUCN: LC – Pouco preocupante; VU – Vulnerável; EN – Ameaçada; NT - Quase ameaçada.	34
Figura 8 - Percentagem de espécies totais de psitacídeos que estão protegidas (P), parcialmente protegidas (PG) e em lacuna completa (FG), no presente, em 2050 e em 2070.	38

1. INTRODUÇÃO

1.1. Alterações Climáticas e a perda de biodiversidade

O contínuo crescimento da população humana tem vindo a intensificar os eventos de extinção de espécies (Pimm *et al.*, 2014; Jennings, 2000). Com efeito, as ações humanas têm causado uma crise na biodiversidade, acelerando taxas de extinção de espécies em 1000 vezes (De Vos *et al.*, 2015; Pimm *et al.*, 2014) relativamente à taxa de extinção natural das espécies que supostamente ocorreria sem a presença humana (De Vos *et al.*, 2015).

A perda e a degradação do habitat, a sobre-exploração de recursos naturais, as espécies invasoras e as mudanças climáticas são os principais motores da perda da biodiversidade (Morris, 2010). A expansão das áreas agrícolas, particularmente nos trópicos, é uma das principais causas de destruição de habitats, acarretando perda de biodiversidade e conduzindo a um aumento significativo na emissão de gases de efeito de estufa (Phalan *et al.*, 2016). O processo de degradação e fragmentação do habitat a partir da intensa alteração ambiental, resultante de outras atividades como a exploração mineira e agropastoril (Uetanabaro *et al.*, 2007; Miles *et al.*, 2006), o aumento de áreas residenciais e construção de grandes empreendimentos como estradas e hidroelétricas, acarretam também frequentemente perdas na biodiversidade (Primack, 2002). A fragmentação de habitats provoca alterações físicas que incidem na estrutura populacional, reduzindo o tamanho das populações aumentando assim o seu risco de extinção (Brokaw, 1998), eliminando-as completamente (Primack, 2002), ou impedindo o fluxo génico entre elas. Estas alterações têm também consequências nas redes de interação ecológica de plantas e animais (Votaw *et al.*, 2009) resultando frequentemente na perda de espécies mutualistas. Pimm & Raven (2000) preveem, como consequência do desmatamento de habitat, uma eventual extinção de 18% de todas as espécies atualmente descritas em *hotspots* de floresta tropical em 2100.

Para além dos evidentes efeitos diretos da pressão humana, efeitos indiretos como as alterações climáticas também se refletem na perda de biodiversidade (Morris,

2010). Estas alterações climáticas surgem por duas vias: i) alterações nos regimes de temperatura e pluviosidade em resultado do desmatamento e, ii) aumento das temperaturas em consequência da emissão de gases com efeito de estufa. De fato, as alterações climáticas são mais do que meras alterações de temperatura, colocando a biodiversidade em confronto com alterações nos padrões de precipitação, longos períodos de seca e outros fenómenos climáticos extremos (Hannah *et al.*, 2002). Porém, o maior problema está, na ação sinérgica e biunívoca da degradação de habitat com estas alterações, já que áreas fortemente desmatadas perdem a capacidade de resiliência a eventos extremos, potenciando os seus impactos negativos sobre espécies e habitats.

Se as atuais políticas de exploração e distribuição de recursos continuarem a este ritmo, as alterações climáticas associadas ao aumento de temperaturas médias globais e à alteração dos regimes de pluviosidade irão aumentar o risco de extinção, prevendo-se que uma em cada seis espécies se torne ameaçada (Urban, 2015). Diversas áreas de ocorrência de inúmeras espécies já foram afetadas pela recente mudança climática (Devictor *et al.*, 2008; Hitch & Leberg, 2007; Martins, 2007; Parmesan, 2006) com extinções locais ou totais e redistribuição geográfica dos *taxa* (Distler *et al.*, 2015; Hannah *et al.*, 2002).

Tornou-se urgente estabelecer ações apropriadas para combater o declínio da biodiversidade no mundo (Pimm *et al.*, 2014). Contudo, estas ações são dificultadas pelo desconhecimento das diversas causas do declínio e de extinção, ao longo das diferentes regiões e dos diferentes *taxa* (Spray & Mcglothlin, 2003). Diversos acordos internacionais têm procurado impedir o desaparecimento de várias espécies (Tittensor *et al.*, 2014), como por exemplo a Convenção da Diversidade Biológica estabelecida durante a ECO-92 – Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD) – estruturada sobre três pilares: a conservação da diversidade biológica, o uso sustentável da biodiversidade e a repartição justa e equitativa dos benefícios provenientes da utilização dos recursos genéticos – e a qual se refere à biodiversidade em três níveis: ecossistemas, espécies e recursos genéticos. No contexto das alterações climáticas a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) criou um compromisso de elaboração de uma estratégia global para proteger o sistema climático

para gerações presentes e futuras; recentemente, a 21ª Conferência do Clima, realizada na cidade de Paris em dezembro de 2015, continua a procura de envolvimento de vários países sob o acordo, num esforço de reduzir as emissões de carbono e conter os efeitos do aquecimento global abaixo de 2°C (COP21, 2015). Um estudo recente (Baccini *et al.*, 2012), revelou que a desflorestação contribui cerca de 6-17% para as emissões globais de dióxido de carbono na atmosfera, e que as florestas tropicais como as da Amazônia armazenam grandes níveis de CO₂. Assim, o Brasil apresentou na COP21 a meta de diminuir as emissões de gases de efeito de estufa em 37% até 2025 e 43% até 2030, através da restauração de 12 milhões de hectares de florestas e desmatamento zero na Amazônia Legal (Portal Brasil, 2015). Porém, é importante salientar que outros ecossistemas como o Cerrado e a Mata Atlântica apesar de mais degradados podem ter um papel vital na captação de carbono (Carvalho *et al.*, 2010), e não foram contemplados por estas metas. A Mata Atlântica tende a captar menos carbono comparativamente a outros domínios por ser uma das florestas mais fragmentadas e degradadas (Bello *et al.*, 2015; De Paula *et al.*, 2011).

1.2. Fatores que influenciam o risco de extinção

A exposição às ameaças antrópicas externas e os atributos biológicos de uma espécie representam os fatores que determinam o risco de extinção das espécies (Cardillo *et al.*, 2004; Fisher *et al.*, 2003). Características intrínsecas das espécies podem determinar a capacidade de resistência à extinção, tais como: i) dimensão corporal, ii) tamanho de área de distribuição, iii) densidade populacional, iv) uso de habitat, v) dieta, vi) nível trófico e vii) fecundidade (ex.: González-Suárez *et al.*, 2013; Rezende *et al.*, 2011; Cardillo *et al.*, 2004; Fisher *et al.*, 2003; Owens & Bennett, 2000). Por exemplo, espécies com maior dimensão corporal são geralmente menos abundantes, possuem maiores áreas de vida e maior exigência energética, contudo estão mais vulneráveis à exploração humana, degradação e perda de habitat.

Neste contexto, o conhecimento de informação biogeográfica é vital para uma gestão eficaz dos recursos biológicos, e para planejar esforços de conservação e pesquisa, especialmente para determinar onde ocorrem as espécies mais vulneráveis à extinção (Jenkins *et al.*, 2015; Jennings, 2000).

Estudos recentes têm-se focado no mapeamento da biodiversidade a uma escala global e nas prioridades para a conservação (Pimm *et al.*, 2014; Joppa *et al.*, 2013), indicando onde as espécies mais vulneráveis ocorrem e de que forma a humanidade altera o planeta e impulsiona extinções (Pimm *et al.*, 2014). O estado sócio-económico de um país pode determinar como as espécies que nele habitam possam ser afetadas pelas ameaças antropogénicas (Olah *et al.*, 2016). Segundo Urban (2015), os riscos de extinção não variam por grupo taxonómico, contudo serão maiores na América do Sul, Austrália e Nova Zelândia por não possuírem climas comparáveis noutras regiões e abrigarem diversas espécies endémicas com pequenas áreas de distribuição. Este autor avaliou estudos publicados com conjuntos de espécies e analisou a variação do risco de extinção associado a fatores como o grupo taxonómico e o aquecimento global.

1.3. Brasil, um país megadiverso

O Brasil é um dos países com maior biodiversidade do mundo e, consequentemente, decisões de conservação no país têm um impacto na preservação da biodiversidade mundial (Jenkins *et al.*, 2015). A maior riqueza de espécies regista-se na Amazónia e na Mata Atlântica, com a Mata Atlântica a dominar em termos de endemismos e espécies de distribuição restrita. A menor diversidade animal descrita para outros domínios como o Cerrado e a Caatinga parece, contudo, estar associada a um menor esforço de pesquisa direcionado para estas áreas (Nascimento *et al.*, 2013; Leal *et al.*, 2005). Seja como for, é indiscutível que existe uma grande concentração de riqueza de espécies nas áreas de floresta húmida neotropical. Os padrões de riqueza e endemismo de aves não são exceção a este padrão, revelando maior riqueza e concentração de espécies ameaçadas na Mata Atlântica (Jenkins *et al.*, 2015).

A conservação da biodiversidade no Brasil – sob um cenário de alterações climáticas e sócio-económicas – requer estratégias de conservação com objetivos e ações, a uma escala direcionada aos efeitos potenciais das alterações de origem antropogénica, devendo incluir estratégias como: a resposta da biodiversidade às mudanças da paisagem em resultado das políticas de uso do solo, a resposta da biodiversidade às alterações climáticas, eventualmente definida através de modelos preditivos, e uma seleção sistemática e cuidada de áreas protegidas tendo as alterações climáticas como fator de seleção (Hannah *et al.*, 2002).

1.4. Psittacidae

A família Psittacidae conhecida como a família das araras, dos papagaios e dos periquitos, caracteriza-se por aves de cérebro bem desenvolvido e de plumagem colorida. Apresentam um bico curto e curvo, e as espécies maiores com uma mandíbula forte capaz de quebrar frutos de dureza elevada como por exemplo côcos (*Cocos nucifera*), bocaiúva (*Acrocomia*) e buriti (*Mauritia*) (Gwynne *et al.* 2010; Sigrist, 2009). Os seus tarsos curtos e os 4 dedos oponíveis (zigodactilia) conferem-lhes uma característica única entre as aves: mantêm o equilíbrio ao manipular o alimento e ao segurar-se à árvore ao mesmo tempo. Nidificam em cavidades, maioritariamente em ocos de árvores (Gwynne *et al.* 2010). São espécies sociáveis e geralmente vivem em bandos.

1.4.1. Distribuição

A ordem *Psittaciformes* é uma ordem de aves que contém 398 espécies divididas em 3 famílias: Psittacidae (n=374), Cacatuidae (n=21) e Strigopidae (n=3) (Olah *et al.*, 2016). Com uma ampla distribuição global, encontram-se distribuídos principalmente em habitats tropicais e subtropicais do hemisfério sul (Fig.1), com 70% de espécies especialistas (ex. espécies florestais).

A família Psittacidae apresenta 374 espécies descritas, das quais 87 ocorrem no Brasil (Anexos – Tabela 2), sendo 24 endêmicas (Tabela 1), e uma já se encontra Extinta na Natureza (*Cyanopsitta spixii*) (CBRO, 2015; IUCN, 2015). Os psitacídeos ocorrem em todos os domínios do

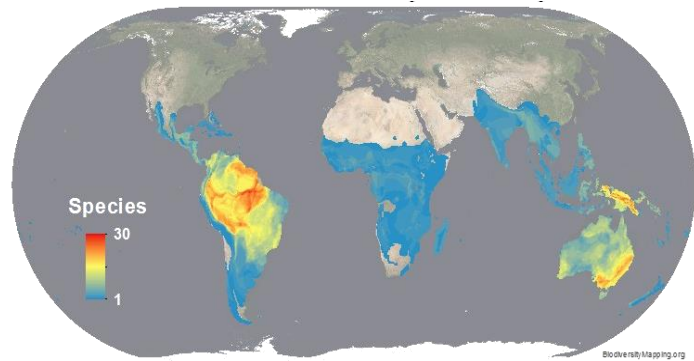


Figura 1 – Distribuição global dos Psittaciformes. Fonte: <http://www.biodiversitymapping.org/birds.htm>

Brasil, contudo não existem dados atualizados das suas distribuições pelos domínios, nem dos seus endemismos. A Amazônia é a região com maior riqueza total (n=52) e riqueza de endemismos (n=32) de psitacídeos (Galleti & Pizzo, 2002). O Cerrado possui 33 espécies de psitacídeos (40% do total de espécies para o Brasil), contudo apenas 2 espécies são endêmicas (Araújo, 2011). No Pantanal ocorrem mais de 20 espécies de psitacídeos (Nunes & Júnior, 2011). De acordo com Galleti & Pizzo (2002), a Mata Atlântica possui 32 psitacídeos, dos quais 9 espécies são endêmicas desta região; a Caatinga possui 13 psitacídeos, dos quais 2 espécies são endêmicas desta região; e o Pampa possui 9 psitacídeos, não existindo endemismos identificados para a região. Apesar da pouca informação disponível, estudos de distribuição de psitacídeos (ex.: Bianchi & Haig, 2010; Laranjeiras, 2008) mostram que o uso de ferramentas de modelação na distribuição de espécies endêmicas (*Pyrrhura pfrimeri* no Cerrado e da *Guaruba guarouba* na Amazônia) associadas a observações de campo, permitem definir com precisão razoável a distribuição de espécies pouco conhecidas.

1.4.2. Ameaças

Olah *et al.* (2016) coloca o nível de ameaça dos Psittaciformes superior a outros grupos de aves como por exemplo aves aquáticas ou aves de rapina. Com efeito, Psittacidae contém atualmente o maior número de espécies de aves ameaçadas de extinção, devido a declínio populacional associado ao comércio ilegal de aves, caça e

perda de habitat para atividades agrícolas e madeireiras (Olah *et al.*, 2016; Francisco *et al.*, 2014; Brightsmith, 2005; Bennett & Owens, 1997; Beissinger & Bucher, 1992). Embora a caça e o comércio ilegal de aves, seja punível pela Lei Federal de Proteção à Fauna Silvestre (Lei no. 5.197/67) desde 3 de Janeiro de 1967. Características, como a exuberante coloração das penas e a capacidade de imitar diversos sons tornaram as aves desta família muito populares, especialmente como animais de companhia (Tella & Hiraldo, 2014). A maior proporção de espécies de psitacídeos ameaçados encontra-se nos Neotrópicos, com aproximadamente 37% (N=176) (Olah *et al.*, 2016), onde o Brasil apresenta o maior número de riqueza de espécies (Francisco *et al.*, 2014).

Segundo Olah *et al.* (2016), espécies com maior área de distribuição histórica são menos propensas a ser ameaçadas, uma vez que espécies amplamente distribuídas estão mais adaptadas a diferentes tipos de habitat. O estudo daqueles autores indica ainda que espécies com maior dimensão corporal, longo tempo de geração e dependentes de floresta são mais propensas a serem categorizadas com algum grau de ameaça pela Lista Vermelha da IUCN – União Internacional para a Conservação da Natureza. A IUCN utiliza um conjunto de critérios para categorizar o estatuto de conservação de ameaça de espécies em escala global, entre eles: a) redução da população; b) distribuição geográfica restrita apresentando declínio, fragmentação ou flutuações; c) população pequena e com fragmentação, declínio ou flutuações; d) população muito pequena ou distribuição muito restrita e e) probabilidade de extinção de uma espécie (IUCN, 2012). Estes critérios também adotados pelo ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade para a fauna brasileira (ICMBio, 2013), não têm porém em consideração a cobertura da distribuição das espécies pelas áreas protegidas.

Associando os impactos antropogénicos às baixas taxas de reprodução e à alta taxa de predação (por exemplo por gambás, tucanos e quatis), colocam esta família no topo de preocupação em termos conservacionistas. É importante salientar que o número de trabalhos com esta família ter aumentado nos últimos anos, mas a maioria tem avaliado ameaças específicas focadas em espécies individuais ou locais particulares (ex.: Figueira *et al.*, 2015; Vallejos *et al.*, 2013; Nunes & Júnior, 2011).

A ampla distribuição de várias espécies de psitacídeos, aliada à sua vulnerabilidade (maior proporção de espécies ameaçadas comparativamente a qualquer outra família) e versatilidade (capacidade adaptativa no ajuste às mudanças do habitat, incluindo colonização em ambientes urbanos) (Figueira *et al.*, 2015) fazem das espécies desta família importantes espécies-bandeira na conservação da biodiversidade.

Tabela 1 - Lista de espécies endêmicas da família Psittacidae no Brasil e o seu estatuto de Conservação, segundo a Lista Vermelha da IUCN. Estatuto da espécie: LC - Pouco preocupante; NT - Quase ameaçada; VU - Vulnerável; EN - Ameaçada; CR - Criticamente ameaçada.

Nome do Táxon	Estatuto
Psittacidae	
<i>Anodorhynchus leari</i> Bonaparte, 1856	EN
* <i>Cyanopsitta spixii</i> (Wagler, 1832)	CR
<i>Guaruba guarouba</i> (Gmelin, 1788)	VU
<i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820)	NT
<i>Aratinga jandaya</i> (Gmelin, 1788)	LC
<i>Eupsittula cactorum</i> (Kuhl, 1820)	LC
<i>Pyrrhura cruentata</i> (Wied, 1820)	VU
<i>Pyrrhura anerythra</i> Neumann, 1927	-
<i>Pyrrhura coerulescens</i> Neumann, 1927	VU
<i>Pyrrhura leucotis</i> (Kuhl, 1820)	NT
<i>Pyrrhura griseipectus</i> Salvadori, 1900	CR
<i>Pyrrhura pfrimeri</i> Miranda-Ribeiro, 1920	EN
<i>Pyrrhura lucianii</i> (Deville, 1851)	LC
<i>Pyrrhura amazonum</i> Hellmayr, 1906	EN
<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)	LC
<i>Touit melanonotus</i> (Wied, 1820)	EN
<i>Touit surdus</i> (Kuhl, 1820)	VU
<i>Pyrilia vulturina</i> (Kuhl, 1820)	VU
<i>Pyrilia aurantiocephala</i> (Gaban-Lima, Raposo & Höfling, 2002)	NT
<i>Pionus reichenowi</i> Heine, 1844	LC
<i>Amazona kawalli</i> Grantsau & Camargo, 1989	NT
<i>Amazona brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	VU
<i>Amazona rhodocorytha</i> (Salvadori, 1890)	EN
<i>Triclaria malachitacea</i> (Spix, 1824)	NT

*Espécie extinta na natureza.

1.5. Modelos de Distribuição de Espécies

O conhecimento da distribuição geográfica é crucial para o desenvolvimento de estudos de ecologia e conservação, contudo limitações como o elevado custo associado aos trabalhos de campo e a concentração desigual de pontos de distribuição das espécies fazem do acesso a esta informação um desafio (Paglia *et al.*, 2012). Neste contexto e de forma a evitar lacunas de informação, foram desenvolvidos métodos capazes de modelar esta distribuição a partir do conceito de nicho ecológico (Peterson, 2011).

O uso dos modelos de distribuição de espécies (MDEs) é transversal a diversos domínios da biogeografia, da biologia, da ecologia e da conservação, que permitem relacionar dados de distribuição de espécies com informações ambientais ou espaciais (Bianchi & Haig, 2010; Elith & Leathwick, 2009). Para além disso, os MDEs podem fornecer informações úteis para explorar e prever mudanças na distribuição de espécies ao longo do tempo, ajudando a conhecer e a conservar a biodiversidade (Elith *et al.*, 2011) e auxiliando na tomada de decisões políticas (Guisan *et al.*, 2013) como a priorização de áreas de conservação. Por exemplo, a capacidade destes modelos preverem potenciais áreas de ocorrência com números limitados de dados conhecidos (Mcperson & Jetz, 2007), permite que previsões razoavelmente robustas sejam alcançadas para espécies ameaçadas ou raras (Bianchi & Haig, 2010). Assim, modelos de distribuição que possam prever de forma rápida e fiável, a distribuição geográfica de espécies de psitacídeos e o estado de conservação das suas populações, são fundamentais para informar a necessidade de conservação presente e futura destes animais.

Tendo em conta o reduzido número de dados de diversas espécies coletados de forma sistemática para todas as regiões, vários métodos de modelação têm sido desenvolvidos nas últimas duas décadas (Elith *et al.*, 2011), incluindo modelos gerados por soluções matemáticas simples (Distância Euclidiana, BIOCLIM), por ajustes estatísticos (Modelos Lineares Generalizados – GLM, Modelos Aditivos Generalizados – GAM) ou por algoritmos resultantes de ferramentas de busca (MaxEnt e GARP) (Paglia *et al.*, 2012). O desejo de maximizar a utilidade de recursos disponíveis tanto em bancos de dados *online*, como de instituições públicas ou privadas, deu origem a métodos para modelação com

base em dados de presença como o MaxEnt (*Maximum Entropy Modeling*) (Phillips *et al.*, 2006) e o GARP (*Genetic Algorithm for Rule-set Prediction*) (Stockwell & Peters, 1999). Idealmente, os modelos de distribuição deveriam entrar também com dados de ausência, pois a informação sobre onde uma espécie existe é tão importante quanto a informação de onde ela não ocorre. Porém, apesar da controvérsia sobre o uso de dados só de presença, estes recursos não deixam de ser valiosos e podem ser usados, com a devida precaução, para modelar relações ecológicas de forma equivalente aos dados de presença-ausência (Elith *et al.* 2011).

Os modelos de máxima entropia – MaxEnt – baseiam-se, como o nome indica na máxima entropia, ou seja, na procura da distribuição mais próxima da distribuição uniforme, baseada nas restrições que as variáveis disponíveis relacionadas à observação de uma espécie e as condições ambientais de determinada área geográfica oferecem ao modelo. Os modelos de máxima entropia não determinam exatamente a distribuição das espécies mas estimam valores de adequabilidade ambiental para a espécie, resultando em áreas de maior ou menor probabilidade da sua ocorrência (Paglia *et al.*, 2012). De acordo com Phillips *et al.* (2006), o MaxEnt tornou-se uma das ferramentas mais populares para estimar a distribuição de espécies e desenvolver modelos de nicho, provavelmente devido à facilidade de uso e à sua precisão na previsão relativamente a outros modelos (Merow *et al.*, 2013), mas esta precisão só é definida através de validação no terreno da ocorrência da espécie, por exemplo através da sua deteção em áreas de alta probabilidade de ocorrência onde anteriormente não existiam dados de ocorrência da espécie (Rebello & Jones, 2010). Estudos anteriores (ex.: Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008) descrevem-no como um *software* capaz de estimar uma distribuição através do espaço geográfico e de estimar a probabilidade de ocorrência.

Apesar da distribuição de uma espécie estar associada a uma interação de fatores (bióticos e abióticos), as condições ambientais (requisitos abióticos) têm sido consideradas os principais limitantes de distribuição numa escala geográfica. Dado que os MDEs são maioritariamente produzidos a grandes escalas, as interações bióticas podem de fato não afetar a distribuição em grandes extensões (Bianchi & Haig, 2010). Para além disso, as variáveis abióticas podem estar diretamente relacionadas com as variáveis

bióticas. Segundo Bianchi & Haig (2010), as variáveis bióticas não agregam poder explicativo para justificar a sua inclusão nos modelos, tendo isto provavelmente a ver com o facto de ainda ser reduzido o conhecimento sobre processos bióticos como exclusão competitiva, relação parasita-hospedeiro e dependências mutualistas. Seja como for, este fundamento assumido dos MDEs tem sido comprovado em diversos estudos no Brasil, onde os resultados têm demonstrado um valor preditivo considerável (ex: Aguiar *et al.*, 2016; Jenkins *et al.*, 2015; Colombo & Joly, 2010; Laranjeiras, 2008; Siqueira & Peterson, 2003).

1.6. Áreas Protegidas

1.6.1. Perspetiva mundial

Uma das ferramentas mais importantes na biologia da conservação moderna é a criação de áreas protegidas (Joppa *et al.*, 2013; Fuller *et al.*, 2010; Dudley, 2008) que desempenham um papel fundamental na proteção da biodiversidade a longo prazo (Abellán & Sánchez-Fernández, 2015; Bruner *et al.*, 2001). Este tipo de ferramenta é

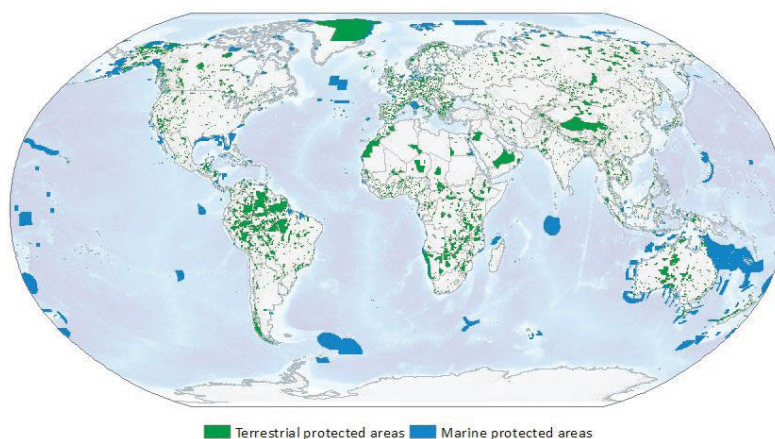


Figura 2 - Representação geográfica das áreas protegidas marinhas e terrestres. (Fonte: Deguignet *et al.*, 2014)

“seleitora de áreas-chave para a biodiversidade” e apresenta grande potencial de aplicação (Machado *et al.*, 2004). A criação e a implementação efetiva de áreas que protejam locais ricos em biodiversidade das ações antropogénicas, como o desmatamento, caça ilegal, fogo e atividade agropecuária (Bruner *et al.*, 2001) é uma tarefa crítica e urgente (Andelman & Willig, 2003). Uma área protegida define-se como

“um espaço geográfico claramente definido, reconhecido, dedicado e gerido, através de meios legais ou outros meios efetivos, para conseguir a conservação da natureza a longo prazo com a associação dos serviços dos ecossistemas e os valores culturais” (Dudley, 2008). Para que novas áreas-chave para a biodiversidade sejam acrescentadas, é necessário identificar não só os locais mais críticos, bem como deve ser definido um conjunto de critérios que incluam a concentração de espécies endêmicas e de distribuição restrita, e a ocorrência conjunta de espécies de interesse para a conservação (Machado *et al.*, 2004).

Em todo o mundo cerca de 32,868,673 km² de área terrestre (14%) e marinha (3,41%), distribuída por 11 regiões, tornaram-se protegidas nos últimos 50 anos (Deguignet *et al.*, 2014; Fig. 2). O maior número de áreas protegidas encontra-se na Europa (65,6%); contudo, devido às suas dimensões representam apenas 12,9% da área total coberta por áreas protegidas. A América do Sul tem 25% do seu território coberto por áreas protegidas, o que representa 15% da área total global. Apesar de abranger poucos locais sob proteção (1,6% dos locais no mundo), as dimensões de cada local são suficientemente grandes para contribuir com uma percentagem globalmente elevada (Deguignet *et al.*, 2014).

A fim de proteger a biodiversidade, diversas abordagens aos planos de conservação têm sido desenvolvidas para orientar a eficiente atribuição dos escassos recursos disponíveis. O desenvolvimento de estratégias para melhor atribuir recursos de conservação a nível global têm atraído especial atenção após o trabalho de Myers (1988). Neste trabalho foi desenvolvido o conceito de *hotspot* e foram identificadas 10 áreas prioritárias para a conservação, destacando as florestas tropicais, com grandes concentrações de espécies endêmicas sob depleção. Hoje estão classificados 35 *hotspots* ambientais em todo o mundo pela *Conservation International*.

Desde então diversos esforços têm sido feitos, mas as abordagens têm sido criticadas pela falta de transparência dos resultados, baseados unicamente em estimativas sem terem em conta a opinião de especialistas, e pela duplicação de esforços de conservação em estratégias que não têm em consideração uma escala global (Brooks *et al.*, 2006). Na 10ª Conferência das Partes (COP10) da Convenção da Diversidade

Biológica (CBD), onde se assinou também o protocolo de Nagoya, foram estabelecidas as 20 metas de Aichi. Entre as metas, foi definido que “pelo menos 17% de áreas terrestres e de águas continentais e 10% de áreas marinhas e costeiras, especialmente áreas de especial importância para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos, terão sido conservados por meio de sistemas de áreas protegidas, geridas de maneira efetiva e equitativa, ecologicamente representativas e satisfatoriamente interligadas e por outras medidas espaciais de conservação, e integradas em paisagens terrestres e marinhas mais amplas” até 2020 (Meta 11) (Deguignet *et al.*, 2014). Esta meta pretende expandir e implementar áreas protegidas como um indicador imediato para alcançar uma redução significativa da taxa de perda de biodiversidade. Todavia, numa época em que a concorrência pela terra é cada vez mais forte, melhorias no desempenho das áreas protegidas poderiam aumentar significativamente a sua eficácia sem grandes custos associados (Fuller *et al.* 2010).

1.6.2. Unidades de Conservação no Brasil

As Unidades de Conservação no Brasil (UCs), têm procurado proteger e conservar a biodiversidade desde 1934 com a introdução do Código Florestal Brasileiro. Atualmente cerca de 1.411.834 km² da área continental está destinada a unidades de conservação, representando 16,6% do território continental e 1,5% do território marinho sob proteção legal (SNUC, 2011).

No Brasil caracteriza-se como Unidade de Conservação uma área com características naturais relevantes, objetivos e limites definidos, à qual se aplicam regimes especiais e garantias de proteção ambiental (Art. 2, Inciso I, da Lei Federal nº 9.985, de 18/07/2000). O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) é composto pelo conjunto de 310 unidades de conservação federais, 510 estaduais, 81 municipais e 973 Reservas Particulares de Patrimônio Natural (SNUC, 2011). No Brasil as Unidades de Conservação dividem-se em:

i) Unidades de Proteção Integral – Parque Nacional, Reserva Biológica, Estação Ecológica, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre – e,

ii) Unidades de Conservação de Uso Sustentável que incluem territórios exclusivos para populações tradicionais consolidarem um manejo sustentável de baixo impacto – Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Desenvolvimento Sustentável, Reserva de Fauna e Reserva Particular do Patrimônio Natural (Anexos – Tabela 1; Fig. 3; MPEG, 2011; SNUC, 2011). Este tipo de classificação é importante para adotar estratégias de conservação direcionadas para áreas com prioridades próprias, e para responder às demandas sociais na luta pela terra e na necessidade de subsistência das comunidades locais. Porém, estas divisões podem tornar-se confusas e, do ponto de vista de gestão governamental, principalmente em épocas de recessão econômica, pode levar à escolha de determinadas áreas menos adequadas em detrimento de outras com maior potencial de preservação.

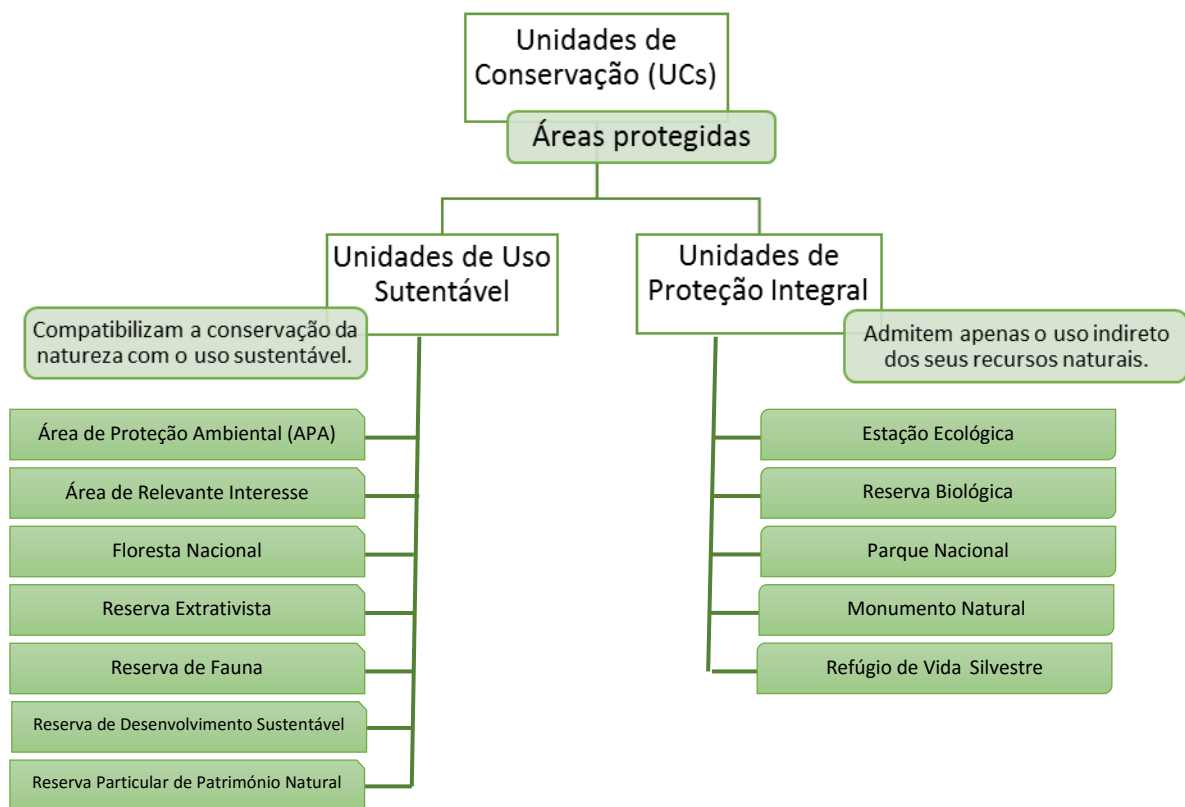


Figura 3 - Caracterização das Unidades de Conservação (UCs) no Brasil, segundo o SNUC (2011).

Apesar de não fazerem parte do SNUC, existem ainda Terras Indígenas e Territórios Quilombolas. As primeiras foram definidas no artigo 231 da Constituição Federal do Brasil como áreas habitadas por populações indígenas “em caráter permanente, as utilizadas para suas atividades produtivas, as imprescindíveis à preservação dos recursos ambientais necessários a seu bem-estar e as necessárias à sua reprodução física e cultural, segundo seus usos, costumes e tradições”, e os segundos como terras ocupadas por remanescentes das comunidades dos quilombos e utilizadas para a garantia de sua reprodução física, social, econômica e cultural. Os quilombos são grupos étnico-raciais de descendência africana no Brasil, com trajetória histórica relacionada com a escravidão, e com relações territoriais específicas tais como os indígenas.

O aumento do número e da área ocupada por áreas de alguma forma protegidas pela legislação brasileira nos últimos anos, tem permitido uma maior conservação e proteção da biodiversidade nacional (SNUC, 2011). No entanto, a distribuição das Unidades de Conservação entre as diferentes regiões biogeográficas existentes no país é desigual (Barr *et al.*, 2011). Com exceção da Amazônia, todos os domínios do Brasil têm menos de 3% da sua área sob proteção integral (Jenkins *et al.*, 2015). Por exemplo, o Cerrado Brasileiro, o domínio com maiores taxas de perda de habitat, apenas contém 8.21% da sua área legalmente protegida pelos dois tipos de UCs (Uso Sustentável e Proteção Integral) (MMA, 2016).

Controvérsias nas mudanças recentes da legislação ambiental Brasileira e no planejamento efetivo e gestão de áreas de Unidades de Conservação no Brasil (Bueno & Ribeiro, 2007), colocam em causa o uso de áreas protegidas como ferramenta na conservação. Estratégias de conservação que conciliem a proteção da biodiversidade com a utilização dos recursos naturais para as necessidades humanas são importantes e podem trazer custo-benefício, mas existem diversas falhas registradas nomeadamente no número de pessoas que fiscalizam estas áreas (Peres, 2001). Um estudo recente (Araújo *et al.*, 2016), refere que a maioria das UCs na Amazônia carece de plano de manejo, de recursos humanos e financeiros, colocando áreas como o Parque Nacional da Amazônia

no Pará sem qualquer vigilância e com acesso facilitado a caçadores, madeireiros e garimpeiros ilegais pela Rodovia Transamazônica.

Para além disso, as mudanças no Código Florestal Brasileiro aprovadas em 2012 têm reduzido as percentagens de áreas de Reserva Legal, ou seja, de áreas de vegetação nativa dentro das propriedades rurais, em detrimento de atividades de agronegócio (SOS Florestas, 2011) principalmente criação de gado e plantio de soja. Estas alterações no Código são particularmente preocupantes, já que no Brasil aproximadamente 53% da vegetação nativa encontra-se em propriedades privadas (Soares-Filho *et al.*, 2014). Soares-Filho *et al.* (2014) refere que estas novas alterações ao Código potenciarão um decréscimo acentuado da biodiversidade, o aumento das emissões de carbono para a atmosfera e perdas irreparáveis nos bens e serviços ecossistémicos. Estimativas indicam que 7 bilhões de toneladas de carbono acumulados na vegetação nativa correm o risco de ser lançadas na atmosfera, representando 12 vezes o total anual de emissões do Brasil (SOS Florestas, 2011; OC, 2010). Conservar e recuperar o que nos resta da biodiversidade são compromissos que não devem ser só governamentais mas de toda a sociedade, especialmente dos sectores de produção. Só o setor da agropecuária no Brasil contribui com 400 milhões de toneladas de CO₂ anuais (OC, 2010).

Neste contexto, torna-se crucial analisar a relevância ambiental, social e económica das atuais áreas protegidas e desenvolver pesquisa no sentido de determinar áreas fundamentais para a conservação da natureza ainda sem qualquer regime de preservação, não só no cenário presente mas também num futuro próximo sob diferentes cenários de desenvolvimento económico.

1.7. Análise de Lacunas das áreas protegidas

A análise de lacunas (*gap analysis*) é uma abordagem de conservação com o objetivo de avaliar a eficiência das áreas protegidas atuais sobre a preservação de habitats e espécies, na identificação de lacunas de cobertura (Abellán & Sánchez-

Fernández, 2015; Rodrigues *et al.*, 2004a) e, a partir daí, com base nos resultados, selecionar áreas que complementem as áreas protegidas existentes.

Estudos anteriores (ex.: Brooks *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004a, 2004b) têm fornecido análises globais de lacunas que avaliam a eficácia das áreas protegidas na representação da diversidade de espécies. Diversas análises de lacunas indicam que a cobertura da biodiversidade pelas áreas protegidas existentes é inadequada (Pimm *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2004a; Andelman & Willig, 2003; Scott *et al.*, 2001). O estudo de Abellán & Sánchez-Fernández (2015) indicou que espécies de anfíbios e répteis abrangidas pelas áreas protegidas na Europa são principalmente generalistas, enquanto as espécies de estreito nicho ecológico (especialistas) permanecem sub-representadas. Rodrigues *et al.* (2004a), revelam que a distribuição de mais de 1400 espécies de vertebrados e 20% das espécies de aves ameaçadas mundialmente não é coberta por áreas protegidas.

No Brasil, poucos estudos de análises de lacunas têm sido desenvolvidos. Todavia, até ao momento foi possível identificar: i) número insuficiente de áreas de proteção para a cobertura da distribuição de espécies de quelônios com distribuição restrita na Amazônia (Fagundes *et al.*, 2016); ii) correlação positiva das áreas protegidas com a riqueza e vulnerabilidade de espécies de vertebrados (Jenkins *et al.*, 2015); iii) ausência de corredores ecológicos para dispersão de morcegos como resposta às alterações ambientais (Aguar *et al.*, 2016); iv) número insuficiente de áreas protegidas atuais na Amazônia, em relação à futura taxa de desmatamento (40% de floresta amazônica em 2050) para expansão das áreas de gado e soja (Soares-filho *et al.*, 2006) e v) ineficiência das áreas protegidas na proteção de alguns tipos de vegetação amazônica (Fearnside & Ferraz, 1995).

1.8. Objetivos

A conservação da biodiversidade no Brasil através da criação de Unidades de Conservação tem aumentado nos últimos anos. Contudo, pouco se sabe sobre como definir metas adequadas ou até que ponto as áreas protegidas que existem na atualidade em termos globais cumprem o seu objetivo de proteger a biodiversidade (Rodrigues *et al.*, 2004a). Sendo os psitacídeos espécies de elevada vulnerabilidade de ameaça e com grande número de endemismos, o que o futuro lhes reserva do ponto de vista de conservação?

Neste contexto, o objetivo geral deste estudo é:

- ✓ avaliar a eficiência das áreas protegidas no Brasil para a conservação da família Psittacidae, no presente e no futuro – em 2050 e 2070. Assim, pretendemos responder à seguinte pergunta: Estarão as áreas protegidas a proteger os psitacídeos?

Como objetivos secundários:

- Analisar e compreender a distribuição atual dos psitacídeos.
- Prever a distribuição futura dos psitacídeos tendo em conta os efeitos das alterações climáticas.

2. MÉTODOS

2.1. Distribuição de Psittacidae

Neste estudo foram recolhidos pontos de distribuição de todas as 86 espécies de Psittacidae presentes no Brasil (CBRO, 2014). Para tal, foram recolhidos pontos de distribuição de 17 espécies de Psittacidae (Tabela 2) de dados obtidos anteriormente em campo na região do Mato Grosso do Sul, e foram utilizados pontos de distribuição referentes a todo o território brasileiro de 81 espécies de psitacídeos disponíveis em bases de dados de plataformas *online* (WikiAves e eBird). As espécies foram classificadas com base na lista do CBRO – Comitê Brasileiro de Registos Ornitológicos e posteriormente geradas tabelas com dados de distribuição destas espécies.

2.1.1. Dados de campo

Em resultado de trabalho de campo realizado com a família Psittacidae no Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB), no estado do Mato Grosso do Sul, foram obtidos dados de psitacídeos para esta região e utilizados nas análises do nosso estudo. Assim, foram utilizados dados de riqueza e pontos de distribuição das 17 espécies presentes na região. Apenas foram consideradas as coordenadas geográficas locais relativas às observações.

Neste trabalho no PNSB, foram realizados 25 transectos (3 por paisagem) de 1,5km em 9 paisagens de 5000 km² selecionadas pelo projeto PELD – Planalto da Bodoquena (Fig. 4). Para o nosso estudo não foi considerada nenhuma variável da paisagem como a percentagem de cobertura de vegetação. Os trabalhos de campo decorreram durante 7 meses entre as 06:00h-12:00h e as 15:00h-19:00h, a fim de obter contacto com as espécies. Observações diretas, tanto visuais como auditivas, de um indivíduo ou bando foram registadas para obtenção de dados de riqueza (Tabela 2). Para cada registo foi retirada a coordenada geográfica local no transecto. A espécie *Ara ararauna* foi registada na região, mas por se encontrar fora dos transectos não foi

considerada. A identificação taxonómica das espécies está de acordo com Gwynne *et al.* (2010). A classificação taxonómica seguiu as regras do CBRO (CBRO, 2014).

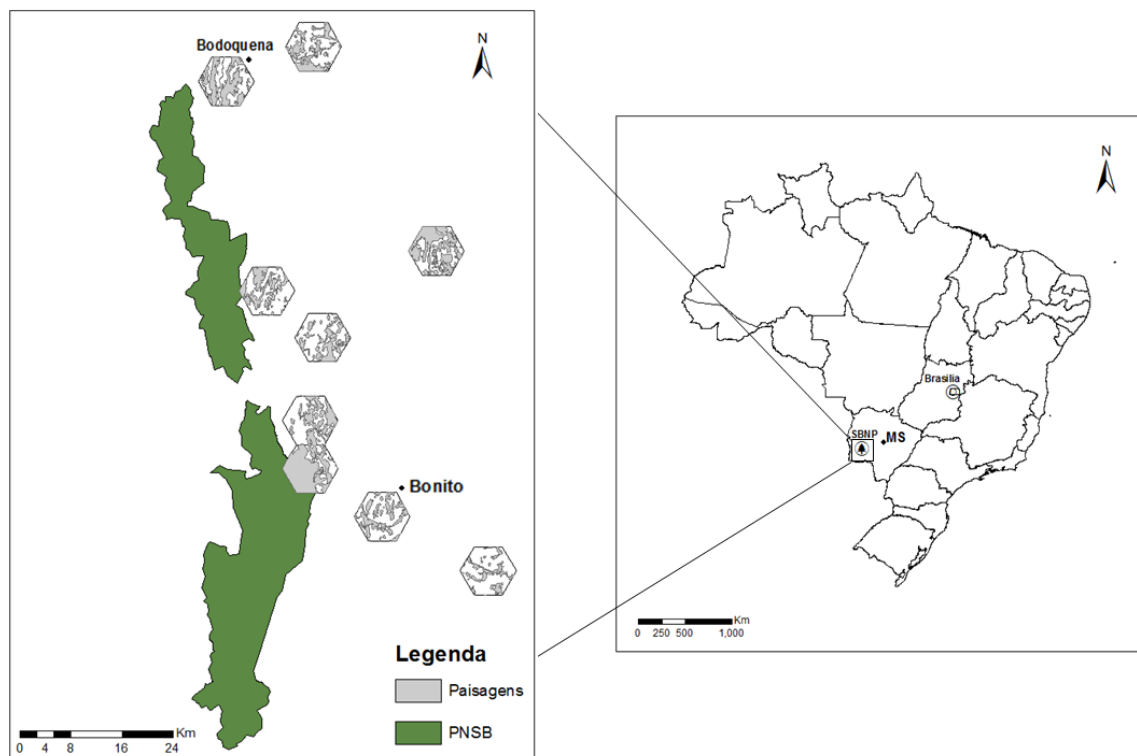


Figura 4 - Área de estudo de dados de campo, dentro e à volta do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (SBNP) – Mato Grosso do Sul, Brasil.

Tabela 2 - Lista das 17 espécies de Psitacídeos registradas no Planalto da Serra da Bodoquena. Estatuto da espécie no Brasil: R – Residente; E – Endêmica. Estatuto pela IUCN: LC - Pouco preocupante; NT - Quase ameaçada; VU - Vulnerável.

Nome do Táxon	Estatuto Brasil	IUCN
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	R	VU
<i>Ara chloropterus</i>	R	LC
<i>Primolius auricollis</i>	R	LC
<i>Primolius maracana</i>	R	NT
<i>Diopsittaca nobilis</i>	R	LC
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	R	LC
<i>Thectocercus acuticaudatus</i>	R	LC
<i>Aratinga auricapillus</i>	R, E	NT
<i>Eupsittula aurea</i>	R	LC
<i>Aratinga nenday</i>	R	LC
<i>Pyrrhura devillei</i>	R	NT
<i>Brotogeris chiriri</i>	R	LC
<i>Forpus xanthopterygius</i>	R	LC
<i>Pionus maximiliani</i>	R	LC
<i>Alipiopsitta xanthops</i>	R	NT
<i>Amazona amazonica</i>	R	LC
<i>Amazona aestiva</i>	R	LC

2.1.1.a. Área de estudo

O Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB) com 76.481 ha, dividido em dois fragmentos, está localizado no sudoeste do estado do Mato Grosso do Sul - Brasil, nos municípios de Bonito, Bodoquena, Jardim e Porto Murtinho (Camargo *et al.*, 2011; Françoso *et al.*, 2011; Uetanabaro *et al.*, 2007; Pereira & Salzo, 2006), e é uma área prioritária para a conservação desde 2000 (Rosa, 2007) devido à sua elevada importância biológica (Françoso *et al.*, 2011). Para além disso, integra a rede de sítios de referência para a pesquisa científica no tema de Ecologia de Ecossistemas – PELD: Planalto da Bodoquena. As áreas do Programa PELD – Pesquisa Ecológica de Longa Duração, localizam-se nos mais diversos ecossistemas do Brasil, incluindo áreas preservadas e não-preservadas, onde são desenvolvidos estudos de Ecologia. O PNSB encontra-se em área de sobreposição das Reservas da Biosfera do Pantanal e a da Mata Atlântica, declaradas pela Organização das Nações Unidas – UNESCO (Salzo, 2013). O PNSB localiza-se na faixa

de fronteira (150 km) entre o Brasil e o Paraguai o que facilita o contrabando de diversas espécies (Salzo, 2013), especialmente os psitacídeos dada a sua elevada procura como aves de companhia.

De acordo com Köppen (1948), o clima desta área é do tipo AW, ou tropical sub-quente, com temperaturas médias anuais entre 22°C e 26°C (Souza *et al.*, 2015), com um verão chuvoso (1300-1700mm por ano) e um inverno seco de Maio a Agosto (Camargo *et al.*, 2011).

O PNSB apresenta um complexo florístico bastante diversificado, coberto principalmente por matas estacionais decíduais e semidecíduais, cerrados (savanas arborizadas) e cerradões (savanas florestadas), e matas aluviais (Souza *et al.*, 2015). Na Serra da Bodoquena, existem plantas como *Anadenanthera* sp., *Myracrodunon urundeuva*, *Astronium fraxinifolium*, *Bromelia balansae*, *Qualea grandiflora*, *Qualea parviflora*, *Curatella americana* e diversas espécies de gramíneas (Uetanabaro *et al.*, 2007) que constituem fontes alimentares para os psitacídeos (Oliveira *et al.*, 2012; Nunes & Júnior, 2011; Paranhos *et al.*, 2009; Carrara *et al.*, 2008; Faria *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2006). Estão descritas 16 espécies de psitacídeos na Serra da Bodoquena (Souza *et al.*, 2015; Godoi *et al.*, 2014; Pivatto *et al.*, 2006) das quais várias ameaçadas e/ou vulneráveis como a Tiriba-de-fogo (*P. devillei*), a Arara-azul-grande (*Anodorhynchus hyacinthinus*), o Papagaio-galego (*A. xanthops*) e o Maracanã-verdadeiro (*Primolius maracana*) (IUCN, 2015; Pivatto *et al.*, 2006), indicando a importância da preservação de remanescentes de vegetação natural para a uma conservação a longo prazo dos psitacídeos (Godoi *et al.*, 2013).

2.1.2. Banco de dados *online*

Neste estudo foram efetuadas pesquisas nos bancos de dados do WikiAves (<http://www.wikiaves.com.br/>) e eBird (eBird, 2015) usando o nome de cada espécie presente na Lista do CBRO. A partir dos resultados totais obtidos nas buscas, foram utilizados os seguintes critérios para seleção dos registros: 1) foram contabilizados dados de Psittacidae com 3 ou mais registros, por localidade; 2) a fim de excluir os dados

históricos que possivelmente não poderiam descrever a área de distribuição atual desta família, usámos apenas dados publicados em um período de 10 anos datados entre 2005 e 2015; 3) todos os registos foram analisados de forma individual para cada localidade; 4) de forma a evitar registos mal classificados ou duplicados por grupos de *birdwatchers*, foi apenas contabilizado um registo por dia para cada localidade. Acreditamos que, para que a espécie ocorra no local deva existir um número considerável de registos nesse local em um período de 10 anos.

Tal como em estudos anteriores (Silva *et al.*, 2015; Kajiki *et al.* 2013), quando o documento não forneceu coordenadas geográficas do registo da espécie, recorremos ao *Google Earth* (GE) para obter as coordenadas aproximadas.

2.1.3. Modelação de nicho

Para modelar a distribuição potencial de psitacídeos no Brasil foi recolhida e compilada a localização espacial de 81 espécies a partir da recolha de dados em campo e da base de dados *online*, registados em 17052 localidades do Brasil. Tal como adotado em estudos prévios (Gastón & Garcia-Vinãs, 2013; Papes & Gaubert, 2007), espécies com menos de 15 ocorrências foram excluídas. Assim, a nossa base de dados ficou composta por 16980 registos de 68 espécies. Os pontos de distribuição serviram de base para gerar mapas de adequabilidade dos psitacídeos no Brasil no presente, em 2050 e em 2070, com base em três métricas de biodiversidade: riqueza total, riqueza de espécies endémicas do Brasil e riqueza por estatuto de conservação segundo a IUCN (IUCN, 2015). Foi utilizado um conjunto de dados de clima de 10×10km de resolução espacial (2,5 min de latitude / longitude), disponível na plataforma do *Worldclim* (<http://www.worldclim.org>; Hijmans *et al.*, 2005). Tal como em outros estudos (Aguiar *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2010) e a fim de evitar a co-linearidade entre variáveis, calculámos uma correlação entre as 19 variáveis bioclimáticas disponíveis através de uma matriz de correlação pelo coeficiente Spearman e eliminámos uma variável onde a correlação foi superior a 0,7 (Aguiar *et al.*, 2016; Raes & Steege, 2007). Para calcular a correlação usámos o *software* R (R Development Core Team, 2014). Posteriormente, as variáveis foram selecionadas com base no que pareceu

ecologicamente mais plausível. Assim, foram selecionadas 6 variáveis bioclimáticas (Bio1 – “annual mean temperature”, Bio7 – “temperature anual range”, Bio9 – “mean temperature of driest quarter”, Bio12 – “annual precipitation”, Bio17 – “precipitation of driest quarter” e Bio18 – “precipitation of warmest quarter”) e um modelo de elevação digital (altimetria). Para as condições climáticas futuras - 2050 e 2070, e tal como no estudo de Aguiar *et al.* (2016) utilizámos o conjunto de variáveis correspondentes ao modelo de “Representative Concentration Pathways 4.5” (RCP 4.5), onde prevemos um clima futuro com um provável aumento da temperatura média anual entre 0,9-2,0°C.

Os pontos de presença das espécies no Brasil e as variáveis ambientais do clima no presente e futuro – 2050 e 2070, foram usados como variáveis para a modelação. Para modelar áreas adequadas às espécies, recorreremos ao *software* Maxent v. 3.3.3 (Elith *et al.*, 2011). Tal como em estudos anteriores (Garcia *et al.*, 2014; Pearson *et al.*, 2007), os parâmetros usados no modelo foram um limiar de convergência de 1.0^{-5} com 500 interações máximas e foram gerados 10.000 pontos máximos de *background*, assim como a opção de *auto features*. Para avaliar as previsões dos modelos, os dados de entrada foram fracionados em dois conjuntos independentes, 70% para treino e 30% para teste. De acordo com Merow *et al.* (2013) e Pearson *et al.* (2007), o desempenho do modelo foi avaliado através da técnica da curva ROC (*Receiver Operating Characteristics*), mais precisamente pela área sob essa curva – AUC (*Area Under the Curve*) e do método Jackknife. Os valores de AUC variam de 0 a 1, onde 1 representa um modelo de ajuste total. Um valor igual a 0,5 indica uma previsão de ocorrência igual ao modelo aleatório (Raes & Peege, 2007). No método de Jackknife, os modelos são desenvolvidos à medida que as variáveis ambientais vão sendo excluídas, sendo criados modelos individuais por variável. Cada localidade observada é removida uma vez do conjunto de dados (*leave-one-out*) e é contruído um modelo separado usando as restantes localidades (n-1) para teste. Assim, o desempenho do modelo é avaliado através da capacidade de cada modelo prever uma localização única fora do conjunto de dados teste (Pearson, 2007).

2.1.4. Análise espacial

A fim de comparar os padrões de biodiversidade com as taxas de proteção das espécies foram gerados mapas de riqueza para cada espécie, pelo *software* ArcGis v.10.3.1 (ESRI, 2015). Para isso, aos mapas de adequabilidade de cada espécie foram sobrepostos os pontos de presença. Em cada ponto de presença foi retirada a probabilidade mínima da espécie ocorrer. Seguidamente, com base nesses valores, cada mapa foi reclassificado considerando o valor de probabilidade mínimo para a ocorrência da espécie (Silva *et al.*, 2015; Merow, 2013) e redimensionado em uma escala binária de 0 (ausência) e 1 (potencial presença) (Aguilar *et al.*, 2016). Por fim, os mapas de riqueza das espécies foram sobrepostos e foram gerados mapas de riqueza total e de riqueza de endêmicas do Brasil.

2.2. Análise de Lacunas

Para a análise de lacunas, utilizámos a categoria de proteção “SUA + IPA” que inclui as Unidades de Conservação – Uso Sustentável (SUA) e Proteção Integral (IPA). Paralelamente foi feita uma análise de riqueza por domínios no Brasil. Tal como em Jenkins *et al.* (2015), para cada um dos seis domínios (Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado, Pantanal, Caatinga e Pampa) foi calculado a percentagem de área ocupada por áreas protegidas (Tabela 3). Os mapas georreferenciados foram obtidos através do *site* do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2016). A estes mapas foram sobrepostos um a um os mapas de adequabilidade gerados pela riqueza de cada espécie, permitindo identificar áreas prioritárias à conservação de cada espécie de Psittacidae.

De acordo com Rodrigues *et al.* (2003), as metas de proteção devem estar relacionadas com a dimensão da distribuição das espécies. Assim, espécies com pequenas áreas de distribuição (<1000km²) devem ter 100% da sua distribuição coberta por áreas protegidas e espécies com grandes áreas de distribuição (>250.000km²) devem ter pelo menos 10% de cobertura sob proteção legal. Os tamanhos intermédios das áreas de

distribuição foram avaliados através de equação logarítmica ($y = -0,0004x + 100,36$) que resulta da interpolação entre 10% e 100% (Fig.5). Tal como em Fagundes *et al.* (2016), as espécies foram classificadas como protegidas (P) quando a cobertura da distribuição foi incluída nas áreas protegidas; parcialmente protegidas (PG) quando a cobertura pelas áreas protegidas não foi completa; e lacuna completa (FG) quando a distribuição das espécies está totalmente fora das áreas protegidas. Para além disso, foi feita uma análise de proteção tendo em conta o limiar de proteção de 17% (Meta nº 11 de Aichi) definido pela Convenção para a Diversidade Biológica (CBD) para proteção da biodiversidade (Deguignet *et al.*, 2014)

Tabela 3 – Tamanho e Percentagem de Unidades de Conservação de Uso Sustentável e de Proteção Integral "%UCs IPA + SUA", em cada domínio.

Domínio	Área (km ²)	%Ucs IPA + SUA
Amazónia	4.255.630	26,3
Caatinga	848.834	7,5
Cerrado	2.189.870	7,6
Mata Atlântica	1.305.200	8,2
Pampa	222.663	2,9
Pantanal	167.337	3,2
Brasil	8.989.534	16,6

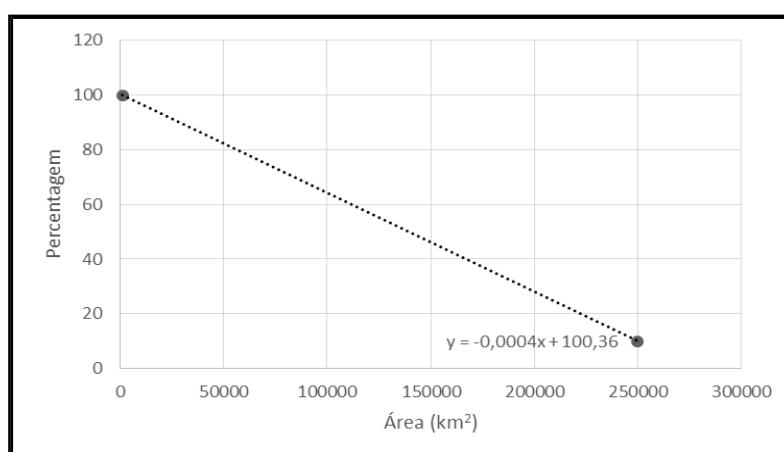


Figura 5 - Equação logarítmica para a análise de espécies com tamanhos intermédios de área de distribuição.

3. RESULTADOS

3.1. Distribuição de Psittacidae

3.1.1. Dimensão das áreas de distribuição

Os modelos para as 68 espécies de psitacídeos apresentam bom ajustamento com valores de AUC (*Area Under the Curve*) iguais ou próximos a 1. Os resultados revelaram que as áreas de distribuição das espécies variam no presente de 132.209km² a 6.982.455km², com 2 espécies (*A. brasiliensis* e *P. caica*) com áreas de probabilidade de ocorrência inferiores a 250.000km² (Anexo – Tabela 5). Em 2050 apenas uma espécie (*A. brasiliensis*) apresenta área de probabilidade de ocorrência inferior a 250.000km², porém em 2070 o tamanho da área de distribuição de três espécies fica abaixo deste limiar (*A. brasiliensis*; *P. caica* e *P. cruentata*). Nas projeções futuras de 2050 e 2070, as áreas de distribuição máximas tendem a diminuir.

3.1.2. Padrões de riqueza total e de endêmicas do Brasil

Os resultados da modelação da distribuição dos psitacídeos mostram uma clara perda de riqueza de espécies total e endêmicas do território brasileiro por km² nas projeções futuras (Fig.6), principalmente nas regiões Pampa, Pantanal e Mata Atlântica (Anexo - Tabelas 3 e 4).

Todos os domínios registam espécies de psitacídeos. No total de espécies (n=68) há um padrão de uma maior riqueza em locais nas regiões da Amazónia (n=55) e Mata Atlântica (n=54), contudo o Pantanal apresenta a maior riqueza média por km² relativamente aos outros domínios (Anexo - Tabela 3). A Amazónia apresenta a menor riqueza média por km². Estes padrões são consistentes nas três épocas temporais – Presente, 2050 e 2070. Comparativamente com a atualidade, as maiores perdas médias

da totalidade das espécies: i) em 2050 – registam-se nos domínios Mata Atlântica (n=8) e Pampa (n=6); e ii) em 2070 – registam-se nos domínios Pampa (n=9) e Pantanal (n=5).

Para as espécies de psitacídeos endémicas do Brasil (n=18), a Mata Atlântica apresenta os locais com a maior riqueza de endémicas em todas as épocas, especialmente na região sul da Bahia. À semelhança da riqueza total, o Pantanal apresenta a maior riqueza média de espécies endémicas do Brasil por km² e a Amazônia a menor riqueza média por km², no presente, em 2050 e em 2070. Contudo, o Pantanal sofre o maior número de perda de espécies com um declínio médio de 4 espécies até 2070 (Anexo - Tabela 4). O Cerrado apresenta um ligeiro aumento do número mínimo e número médio de espécies em 2070 relativamente aos outros domínios, e diminuição na riqueza máxima por local (Fig.6). Comparativamente com a atualidade, as maiores perdas médias de espécies endémicas do Brasil em 2050 e 2070 registar-se-ão no Pantanal e no Pampa.

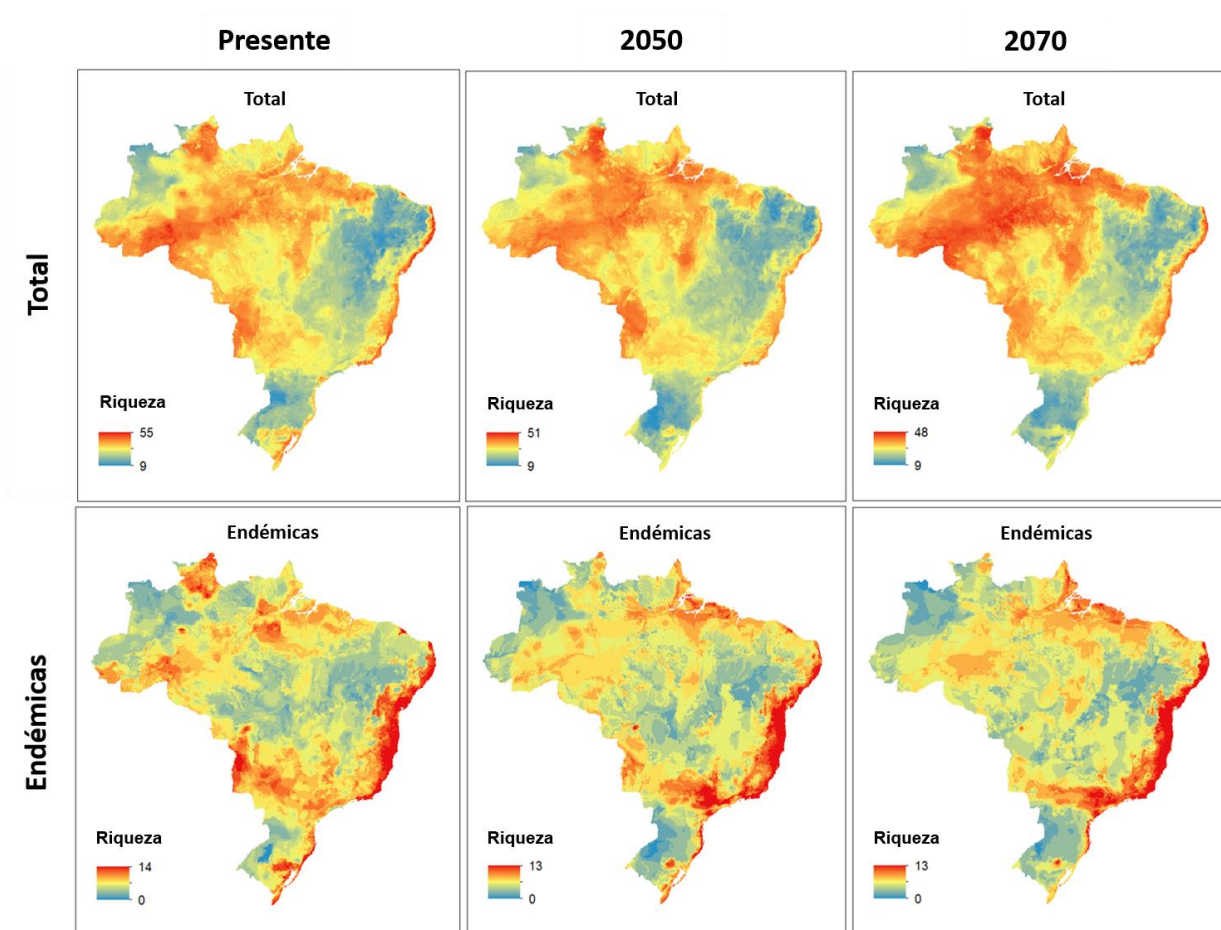


Figura 6 - Distribuição de riqueza de Psittacidae específica total e de apenas da riqueza de endémicas do Brasil, no presente, 2050 e 2070.

3.1.3. Padrões de distribuição por estatuto de conservação

Relativamente à distribuição das espécies por estatuto de vulnerabilidade à extinção segundo a IUCN, foram analisadas: 39 espécies de estatuto “Pouco preocupante” (LC); 12 espécies de estatuto “Quase ameaçada” (NT); 11 espécies de estatuto “Vulnerável” (VU) e cinco espécies de estatuto “Em perigo” (EN). O estatuto “Criticamente ameaçada” (CR) foi excluída dos mapas de distribuição por registrar-se em apenas uma espécie (*P. griseipectus*) na nossa base de dados. Os resultados mostram uma nítida perda de espécies em todos os estatutos, com um padrão de maior riqueza média por km² no Pantanal e menor riqueza média por km² na Amazônia, nas três épocas temporais – atual, 2050 e 2070 (Fig.7). A Caatinga aparece como o domínio que registra a menor diversidade média de psitacídeos com grau de ameaça (NT, VU, EN) (Anexo – Tabela 3).

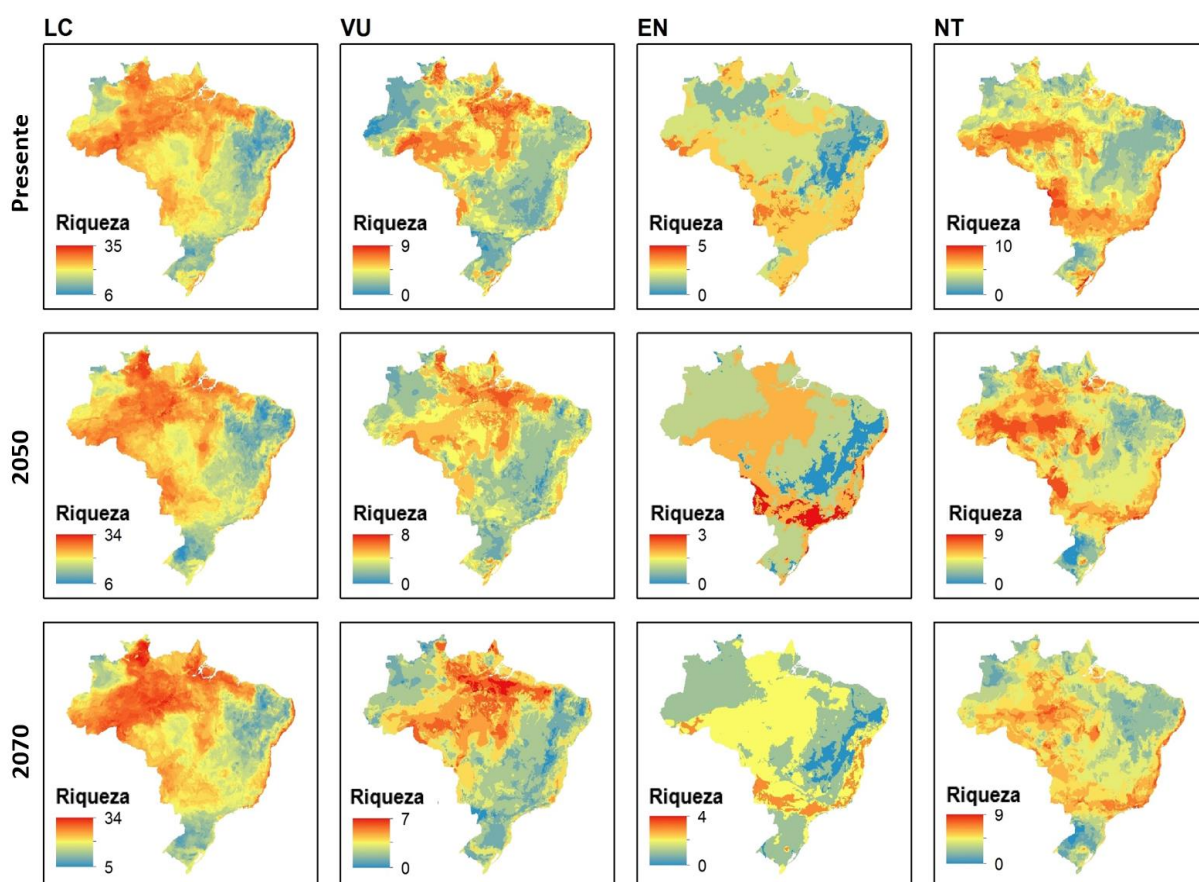


Figura 7 - Distribuição de riqueza de Psittacidae segundo estatuto da IUCN, máxima e mínima por ponto, no presente, 2050 e 2070. Estatuto pela IUCN: LC – Pouco preocupante; VU – Vulnerável; EN – Ameaçada; NT - Quase ameaçada.

Quanto às espécies de estatuto “EN”, o Pantanal, o Pampa e a Mata Atlântica apresentam a maior riqueza média de espécies por km² em todas as épocas temporais. Há um padrão de diminuição da riqueza média por km² em todos os domínios em 2050, com uma ligeira recuperação em 2070 à exceção do Pampa.

Nas espécies de estatuto “LC”, Pantanal, Pampa e Caatinga apresentam a maior riqueza média de espécies por km² em todas as épocas temporais. O Pampa apresenta uma diminuição da riqueza média de espécies por km² em 2050 e 2070. No Cerrado e na Mata Atlântica, a riqueza média de espécies por km² mantém-se estável em 2050 e 2070. O Pantanal e a Caatinga sofrem um ligeiro aumento da riqueza média de espécies por km² em 2050, contudo atingem valores inferiores aos atuais em 2070. Na Amazónia a riqueza média de espécies por km² diminui em 2050, mas volta a atingir valores médios dos atuais em 2070.

Quanto às espécies de estatuto “NT”, Pantanal e Pampa apresentam a maior riqueza média de espécies por km² em todas as épocas temporais. Há um padrão de diminuição da riqueza média de espécies por km² em 2050 em todos os domínios. Em 2070, a riqueza média de espécies por km²: i) diminui – no Pantanal, Caatinga e Amazónia; e ii) mantém-se estável – no Cerrado e na Mata Atlântica. A riqueza média de espécies por km² no Pampa sofre um ligeiro aumento em 2050, contudo atinge valores inferiores aos atuais em 2070.

Relativamente às espécies de estatuto “VU”, Pantanal e Pampa apresentam a maior riqueza média de espécies por km² em todas as épocas temporais. A riqueza média de espécies por km² mantém-se estável na Amazónia em 2050 e 2070. O Pampa e o Pantanal apresentam uma diminuição da riqueza média de espécies por km² em 2050 e 2070. A Mata Atlântica e o Cerrado apresentam uma diminuição da riqueza média de espécies por km² em 2070. A Caatinga sofre um ligeiro aumento da riqueza média de espécies por km² em 2050, contudo atinge valores inferiores aos atuais em 2070.

3.2. Análise de lacunas das áreas protegidas

Todos os domínios, à exceção da Amazônia, apresentam menos de 17% de áreas protegidas como estabelecido para CDB – Convenção para a Diversidade Biológica para proteção da biodiversidade. A análise à cobertura das 81 espécies de psitacídeos pelas Unidades de Conservação de Uso Sustentável e Proteção Integral “US+PI”, não apresenta um padrão linear. A percentagem de proteção das espécies varia entre 3,5% e 37,2% no Presente, entre 4,8% e 34,9% em 2050 e entre 4,0% e 38,4% em 2070 (Anexo – Tabela 5).

Analisando apenas a percentagem de cobertura, o número total de espécies com cobertura inferior a 17% aumenta de 28 espécies (41,2%) no presente para 29 espécies em 2050 e 2070 (Tabela 4). Aparentemente a percentagem de espécies com cobertura de distribuição inferior a 17% de 2050 para 2070, mantém-se em 42,6% das espécies.

Relativamente às espécies endémicas do Brasil, a percentagem de espécies com cobertura inferior a 17% é de 50% na atualidade (n=9; *P. cruentata*; *T. melanonotus*; *P. leucotis*; *P. griseipectus*; *T. malachitacea*; *A. rhodocorytha*; *A. auricapillus*; *E. cactorum* e *B. tirica*), mantendo os 50% em 2050. O valor parece aumentar em 2070, onde a distribuição de 10 espécies endémicas apresentam cobertura inferior a 17% pelas áreas protegidas. Até 2070, duas espécies – *A. brasiliensis* e *T. surdus* – com cobertura atualmente superior a 17% atingem valores de cobertura de 15,3% e 9,6% respetivamente, e uma espécie – *P. griseipectus* – com cobertura atualmente inferior a 17% atinge valores de cobertura de 21,5%.

Tabela 4 – Percentagem de cobertura das espécies totais e endémicas do Brasil de Psitacídeos pelas Unidades de Conservação de Proteção Integral (IPA) e de Uso Sustentável (SUA), no presente, em 2050 e 2070.

		IPA+SUA Presente		IPA+SUA 2050		IPA+SUA 2070	
Riqueza	Cobertura	%	n	%	n	%	n
Total	<17%	41,2%	28	42,6%	29	42,6%	29
	≥17%	58,8%	40	57,4%	39	57,4%	39
Endémicas do Brasil	<17%	50,0%	9	50,0%	9	55,6%	10
	≥17%	50,0%	9	50,0%	9	44,4%	8

No presente, os resultados indicam ainda que as espécies com o estatuto “Pouco preocupante” (LC) – *P. pileata*; *P. auricolis*; *A. nenday*; *E. cactorum*, *M. monachus*, *P. frontalis*; *T. acuticaudatus*; *B. tirica*; *A. aestiva*; *E. aurea*; *D. noblis*; *B. chiriri*; *F. xanthopterygius* e *P. maximiliani* – apresentam o maior número de espécies com cobertura inferior a 17% (n=14), seguidas das espécies (*P. leucotis*; *T. malachitacea*; *A. auricapillus*; *A. xanthops*; *P. maracana* e *P. devillei*) de estatuto “Quase ameaçada” (NT) (n=6) (Tabela 5). Contudo, as espécies com os estatutos “Pouco preocupante” (LC) e Vulnerável (VU) são as mais suscetíveis, onde uma espécie em cada estatuto (LC - *P. menstruus* e VU – *T. surdus*) atinge em 2050 e 2070 valores de cobertura inferiores a 17%. A espécie *P. snethlageae* aumenta os valores de cobertura em 2070, atingindo um valor ligeiramente superior de 18,0%. A espécie *P. griseipectus* que é considerada “Criticamente ameaçada” (CR) mantém valores de cobertura que variam de 13,0% a 21,5%, e os seus resultados de cobertura parecem melhorar com a alteração da sua probabilidade de ocorrência em 2050 e 2070.

Tabela 5 - Número de espécies por estatuto de conservação com cobertura de distribuição pelas áreas protegidas (Unidades de Conservação de Proteção Integral (IPA) e de Uso Sustentável (SUA)), abaixo de 17%, no presente, em 2050 e 2070. Estatuto pela IUCN: LC – Pouco preocupante; VU – Vulnerável; EN – Ameaçada; NT - Quase ameaçada; CR – Criticamente ameaçada.

Estatuto IUCN	IPA+SUA Presente	IPA+SUA 2050	IPA+SUA 2070	N _{total}
	n	n	N	
LC	14	15	15	39
NT	6	6	6	12
VU	4	5	5	12
EN	3	3	3	5
CR	1	0	0	1

Na análise do nível de proteção tendo em conta a percentagem de cobertura pelas áreas protegidas e a área de distribuição de cada espécie, verificamos que não existe nenhuma lacuna completa (FG) e que as espécies parecem estar protegidas (P) ou parcialmente protegidas (PG) pelas Unidades de Conservação (Fig.8; Tabela 6). Os resultados mostram que das 68 espécies analisadas, 60 espécies (88,2%) estão protegidas no presente, em 2050 deverão estar protegidas 58 espécies (85,3%) e em 2070 deverão

estar protegidas 61 espécies (89,7%) (Fig.8). A percentagem média de espécies que se encontram parcialmente protegidas nas três épocas – presente, 2050 e 2070 é de 12,3%.

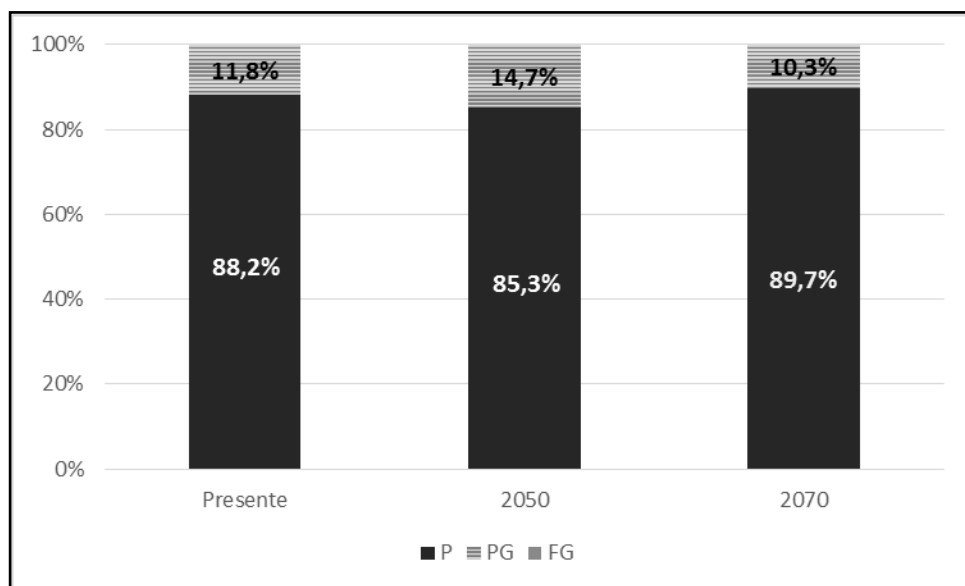


Figura 8 - Percentagem de espécies totais de psitacídeos que estão protegidas (P), parcialmente protegidas (PG) e em lacuna completa (FG), no presente, em 2050 e em 2070.

O nível de Proteção da totalidade das espécies: i) do presente para 2050 - diminui de P para PG em quatro espécies (*A. auricapillus*, *A. rhodocorytha*, *P. auricollis* e *P. pileata*) e aumenta de PG para P em duas espécies (*M. monachus* e *T. acuticaudatus*); ii) de 2050 para 2070 – diminui de P para PG em uma espécie (*T. surdus*) e aumenta de PG para P em quatro espécies (*E. cactorum*; *P. auricollis*; *P. cruentata* e *P. frontalis*). Relativamente às espécies endémicas do Brasil, a média de espécies parcialmente protegidas nas três épocas – presente, 2050 e 2070 é de 22,2%. O nível de proteção: i) do presente para 2050 - diminui de P para PG em duas espécies (*A. auricapillus* e *T. turdus*); ii) de 2050 para 2070 - diminui de P para PG em uma espécie (*A. jandaya*) e aumenta de PG para P em duas espécies (*P. vulturina* e *T. malachitacea*).

Não há um padrão de nível de proteção para percentagens de coberturas inferiores ou superiores a 17%. Cerca de 19 espécies no presente e em 2050, e 22 espécies em 2070 com uma percentagem de cobertura inferior a 17% indicam nível de proteção Protegida. Por exemplo, a espécie *P. vulturina* em 2070 indica nível de proteção

Protegida, contudo apresenta uma percentagem de cobertura de 13,9% tendo em conta o tamanho da sua distribuição.

Tabela 6 - Nível de Proteção das espécies total e endémicas do Brasil de Psitacídeos, pelas Unidades de Conservação de Proteção Integral (IPA) e de Uso Sustentável (SUA), no presente, em 2050 e em 2070. P = Protegida; PG = Parcialmente protegida e P = Lacuna completa.

Nível de Proteção	IPA+SUA Presente		IPA+SUA 2050		IPA+SUA 2070	
	total	endémicas do Brasil	total	endémicas do Brasil	total	endémicas do Brasil
P	60	15	58	13	61	14
PG	8	3	10	5	7	4
FG	0	0	0	0	0	0

4. DISCUSSÃO

4.1. Distribuição de Psittacidae

Os resultados de campo indicam a presença de 17 espécies de psitacídeos na área de estudo da Serra da Bodoquena, mais duas espécies – *Aratinga auricapillus* e *Forpus xanthopterygius* – do que as descritas na literatura (Souza *et al.*, 2015; Godoi *et al.*, 2014; Pivatto *et al.*, 2006). A espécie *F. xanthopterygius* aparece como primeiro registo bibliográfico para a área, mas com registos de ocorrência nas bases de dados do eBird (eBird, 2015) e do WikiAves (WA, 2016) na região de Bonito, Jardim e Miranda no Pantanal. Apesar de não contemplar o Planalto da Serra da Bodoquena, um estudo anterior (Nunes & Júnior, 2011) indica a ocorrência da espécie *A. auricapillus*, endémica do Brasil e de estatuto “quase ameaçada”, na região da Planície do Pantanal e em outros Planaltos no entorno como a Serra de Maracaju e a Serra do Amolar. Uma das espécies registada é a arara-azul-grande (*A. hyacinthinus*), que apresenta grau de ameaça com estatuto de vulnerabilidade à extinção relacionada com ao tráfico ilegal de aves e perda de habitat por desmatamento (Guedes, 2004). Segundo dados do RENTAS (2014), um

indivíduo de *A. hyacinthinus* pode render cerca de 25.000 dólares no mercado ilegal o que influenciará a sua captura na natureza.

A presença de uma grande diversidade de psitacídeos na região da Serra da Bodoquena e da presença destas duas espécies de estatutos endêmico do território brasileiro e vulnerável, demonstra a importância biológica desta região. De acordo com Godoi *et al.* (2013) há uma necessidade de preservação dos remanescentes de vegetação que aqui existem na conservação dos psitacídeos. A proteção legal do habitat através do Parque Nacional da Serra da Bodoquena que confere abrigos e segurança, e a presença de água e alimento constante ao longo do ano nesta área de estudo, são fatores que terão aparentemente favorecido a elevada riqueza desta região observada nos resultados do nosso estudo. Para além disso, a presença de habitats heterogêneos com registo de remanescentes de vegetação predominante de Cerrado mas com influência dos domínios da Mata Atlântica, do Pantanal e do Chaco (Salzo, 2013), tende a abrigar uma maior diversidade de espécies (Casas *et al.*, 2016). Estes dados são corroborados pelo estudo de Tamungang *et al.* (2016), que indica a necessidade de diversos tipos de vegetação ao longo do ano para a sobrevivência de espécies como o papagaio-cinza africano (*Psittacus erithacus*) em ambiente selvagem. Contudo, esta diversidade da área da Serra da Bodoquena não é ausente de ameaça, uma vez que a região sofre prejuízos diretos e indiretos através de incêndios (Uetanabaro *et al.*, 2007) anuais e encontra-se em zona de fronteira o que poderá facilitar o tráfico de diversas espécies (Salzo, 2013) essencialmente pelas estradas e rodovias (RENTAS, 2014).

O território brasileiro apresenta indiscutivelmente uma grande diversidade de Psitacídeos e uma grande relevância para a conservação global destas espécies, com presença desta família em todos os domínios. Nos resultados deste estudo, as espécies apresentam grandes áreas de probabilidade de ocorrência mesmo para as projeções futuras de 2050 e 2070, refletindo uma grande resiliência das espécies de psitacídeos às alterações climáticas. Porém, os modelos consideram todas as áreas de iguais características e não têm em conta outros tipos de fatores diretos ou indiretos que possam levar à redução da probabilidade de ocorrência das espécies, além das variáveis bioclimáticas e de altimetria.

Assim, é importante analisar o caso de espécies como a *A. brasiliensis* que além de se tratar de uma espécie endêmica do Brasil e de estatuto vulnerável, apresenta uma pequena área de probabilidade de ocorrência (132,209km²) comparativamente às outras espécies estudadas. Na verdade, esta área deverá ser consideravelmente menor na atualidade, uma vez que a área de registros conhecida da espécie é restrita ao domínio da Mata Atlântica a sul-sudeste do Brasil, no litoral dos estados do Paraná (Sipinski *et al.*, 2014; Carrillo & Batista, 2007), Santa Catarina e São Paulo (Serafini *et al.*, 2011), e o modelo sugere pequenas áreas de probabilidade de ocorrência no Cerrado e na Amazônia a milhares de quilômetros de distância. Se aliarmos a perda de habitat em 2050 resultante das alterações climáticas, aos altos índices de desmatamento da Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia ao comércio ilegal e a outros fatores bióticos e abióticos, os indivíduos da espécie *A. brasiliensis* podem não ter capacidade de resistência à extinção, ainda mais se as suas populações se mantiverem isoladas e fragmentadas.

De acordo com Galleti & Pizzo (2002), a Amazônia é o domínio com maior riqueza total de psitacídeos, contudo os nossos resultados indicam que é o domínio que apresenta menor riqueza por km². Apesar da Amazônia ser o domínio alvo de mais estudos no Brasil, a baixa riqueza por área para este domínio deverá estar relacionada ao baixo número de observações registradas relativamente à sua área total. Regiões como a de São Gabriel da Cachoeira, a noroeste do estado do Amazonas, indicam uma baixa diversidade de psitacídeos muito provavelmente associada à baixa quantidade de registros daquela região, que é rica em minérios e de características particulares de altitude, pluviosidade e temperatura.

A presença na atualidade de uma grande diversidade de psitacídeos por área no Pantanal e a perda de metade das suas espécies nomeadamente de endemismos brasileiros nas projeções futuras, destaca a necessidade de uma maior conservação deste domínio. O Pantanal tem particular importância tanto para os psitacídeos como para diversas espécies de aves em geral, principalmente as que utilizam este domínio como área de transição durante os seus deslocamentos migratórios (Straube & Pivatto, 2012; Nunes & Tomas, 2008). Tendo em consideração estes dados e a presença de uma vegetação de características diferenciadas (Pott *et al.*, 2011) que se encontra sujeita a

constantes pressões antropogênicas como o desmatamento para a agropecuária (MMA, 2016), denota a importância de classificar o Pantanal à semelhança do Cerrado e da Mata Atlântica (Myers, 2000) como um *hotspot* de biodiversidade. Se os cenários futuros previstos para o Pantanal segundo o estudo de Marengo *et al.* (2016), com um aumento de temperatura de até 7°C e uma redução de 30% de pluviosidade, forem confirmados, as consequências sobre a diversidade de psitacídeos poderão ser ainda mais drásticas do que as observadas através dos resultados do nosso estudo.

Os resultados vão ainda de encontro ao padrão de riqueza de espécies observado para as aves no geral, onde a Mata Atlântica apresenta maior riqueza de endemismos do Brasil, com maior concentração na região sul da Bahia (Jenkins *et al.*, 2015). A Mata Atlântica é atualmente considerada um *hotspot* de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). A maior riqueza de espécies de psitacídeos endêmicas do Brasil principalmente na região sul da Bahia, parece estar relacionada com a localização do Corredor Central da Mata Atlântica que possui 83 Unidades de Conservação e abriga os maiores remanescentes de vegetação nativa da região nordeste (MMA, 2006). Porém, isto não significa que as espécies estejam protegidas, uma vez que no Brasil as ações antropogênicas estão a exercer de forma continuada pressões diretas sob a biodiversidade. O desmatamento para exploração de turismo e de agronegócio (como a pecuária e o cultivo – de cacau, do eucalipto e do café), e outras agressões ambientais como queimadas e impactos causados por mineração e barragens, estão a tornar esta região do Corredor Central da Mata Atlântica cada vez mais vulnerável às mudanças climáticas e a reduzir os bens e serviços provenientes deste ecossistema. Assim, consideramos necessária a manutenção de ações regulares de vigilância e fiscalizações permanentes das áreas protegidas e a criação de áreas-tampão mais efetivas.

O menor número de espécies de psitacídeos na região a sul da Amazônia e a norte do Cerrado poderá estar associado à expansão do arco do desmatamento. O arco do desmatamento registado por altas taxas de desflorestação é consequência do avanço da fronteira agrícola e pecuária do Cerrado, e da concentração latifundiária (Domingues & Bermann, 2012; Durieux *et al.*, 2003), onde as alterações climáticas já foram registadas pela alteração dos padrões de nebulosidade e pluviosidade nas áreas mais degradadas

(Durieux *et al.*, 2003). Esta área fortemente desmatada conduziu certamente a uma perda de habitat de alimentação e dormitório de psitacídeos.

A ausência de algumas espécies de psitacídeos pelo número insuficiente de dados, bem como dados com localizações espaciais pouco rigorosas podem afetar os padrões dos mapas de distribuição, pelo que tivemos assim o cuidado de eliminar da análise espécies com poucos registros. A incerteza das coordenadas de registro de algumas espécies manteve-se, mas consideramos no entanto que a escala a que desenvolvemos a modelação deverá ter reduzido o viés resultante desta menor precisão em alguns casos. Assim, consideramos a utilização dos MDEs a partir destas bases de dados de extrema importância, não só para definir áreas prioritárias principalmente para as espécies endêmicas do Brasil presentes no Pantanal, Mata Atlântica e no Cerrado, mas também para planejar ações de conservação nestes domínios. Tendo em conta que as alterações climáticas já estão a decorrer e que é inevitável o avanço das suas consequências a curto prazo, mesmo com as tentativas para desacelerar o processo através das metas estabelecidas pelo Brasil e internacionalmente, é importante direcionar a criação das próximas áreas protegidas com um olhar realista sem deixar de ser ambicioso. Deverá não só criar-se mais áreas de proteção integral que protejam um grande número de espécies, como priorizar-se domínios que terão aparentemente as condições climáticas futuras mais favoráveis para espécies endêmicas, para que seja possível a manutenção da biodiversidade. A maioria das Unidades de Conservação criadas pelo governo Brasileiro desde 1991, dizem respeito a Unidades de Conservação de Uso Sustentável (Peres, 2011; Veríssimo *et al.*, 2011), adotando claramente um critério de gestão dos recursos e não de proteção total como seria de esperar com a criação de por exemplo Parques Nacionais.

4.2. Análise de lacunas das áreas protegidas

Através do conhecimento dos padrões de distribuição das espécies, seria de esperar que o maior número de áreas protegidas incidisse nas áreas de maior concentração de espécies ameaçadas ou endêmicas. Porém não é isso que verificamos no

território brasileiro, uma vez que a maior concentração de espécies endêmicas do Brasil regista-se na Mata Atlântica e o maior número de áreas protegidas encontra-se na Amazônia. Apesar da maioria dos domínios ficarem aquém das expectativas de proteção, o aumento de áreas protegidas e áreas reflorestadas principalmente na região da Amazônia demonstra para além de questões económicas, uma estratégia política de redução de CO₂, ou pelo menos alguma resposta política a pressões internacionais. Segundo o estudo de Walker *et al.* (2014), as 610 UCs da Amazônia (2.4 milhões km²) são capazes de capturar 11 vezes mais carbono do que as áreas não protegidas, representando 28.247 milhões de toneladas de carbono. Contudo, as estratégias de combate às mudanças climáticas não devem ficar limitadas a metas de redução de gases de efeito de estufa, sem se definir mudanças no padrão de produção, consumo e fiscalização das áreas. Para além disso, devem ser estabelecidas regras quanto ao tipo de reflorestação, uma vez que até então não foi feita diferenciação entre floresta plantada (ex: eucalipto) e floresta nativa.

De acordo com Morris (2010), os resultados do nosso estudo mostraram um padrão generalizado de perda de espécies com o aumento das alterações climáticas, tanto de riqueza total como de endêmicas. É notório que diversas áreas de distribuição de psitacídeos serão afetadas pelas mudanças climáticas onde verificamos oscilações no tamanho de distribuição das espécies, contudo a maioria dos psitacídeos ganha um aumento na sua área de distribuição em 2050 e 2070, podendo estar associada à sua capacidade de resiliência. Diversas espécies como por exemplo *A. ararauna*, *B. chiriri*, *P. leucophthalmus* e a *M. monachus* são capazes de sobreviver em ambientes modificados e áreas urbanas (Figueira *et al.*, 2015; Viana, 2015; Filho & Silveira, 2012; Braga *et al.*, 2010), outras como *P. devillei* apesar de alguma tolerância a perturbação foram encontradas nas nossas coletas de campo essencialmente em áreas florestais e poderão não ser capazes de sobreviver às rápidas mudanças provocadas pelas alterações antrópicas.

Tendo em conta as limitações existentes das nossas bases de dados e não existindo nenhuma espécie com lacuna de cobertura significativa, contrariamente a outros estudos realizados no Brasil (ex: Aguiar *et al.*, 2016; Fagundes *et al.*, 2016),

verificamos que as áreas protegidas estão a exercer um papel de proteção das potenciais áreas de ocupação das espécies de psitacídeos, e continuam a ser eficazes num clima em mudança. Para além de proteger contra os efeitos diretos das ações antrópicas como o desmatamento e tráfico de animais, as áreas protegidas podem mitigar os impactos regionais das mudanças climáticas, reduzindo as emissões atuais de gases com efeitos de estufa e captando o CO₂ da atmosfera (Gaüzère *et al.*, 2016; Wright, 2010). Os resultados do nosso estudo corroboram o trabalho de Jenkins *et al.* (2015) para vertebrados, que indica que as áreas protegidas estão a proteger a biodiversidade. Em média, cerca de 12.3% das espécies de psitacídeos encontra-se parcialmente coberta pelas Unidades de Conservação existentes na atualidade, das quais 22% são endémicas. No entanto, é importante salientar que os nossos resultados não têm informações de outros tipos de ameaças como o desmatamento e o tráfico de animais, que poderão por em causa a eficácia das áreas protegidas.

Uma espécie com cobertura pelas áreas protegidas superior ou inferior a 17% não reflete necessariamente que esta esteja protegida. De acordo com Rodrigues (2004a), consideramos que estratégias globais de conservação baseadas na recomendação de metas unicamente em percentagens de proteção em países ou domínios não são eficazes, uma vez que a biodiversidade não é homogénea e que de acordo com as análises as percentagens de cobertura por Unidades de Conservação não refletem necessariamente uma proteção efetiva das espécies. A Amazônia regista o maior número de áreas protegidas e à exceção desta, todos os domínios apresentam menos de 17% de áreas legalmente protegidas como estabelecido para a proteção da biodiversidade. É importante lembrar que os domínios brasileiros estão conectados e que para as espécies não existem fronteiras territoriais ou demarcações políticas, sendo por isso essencial olhar para a necessidade de conservação a um nível mais continental.

Criar novas áreas de conservação pode ser um desafio, assim, uma estratégia para alcançar resultados significativos e melhorar a proteção das áreas protegidas poderá ser a partir de avaliações de eficácia de conservação (Chape *et al.*, 2005) indicando se as metas de conservação estão a ser eficazes. Para a criação e gestão das áreas protegidas é necessário dar prioridade à conservação de áreas que contenham não só um grande

número de espécies endêmicas, que apresentem estatuto de ameaça à extinção (Dudley, 2008), mas também espécies em que as áreas protegidas intersetem menos do limiar estabelecido para sua proteção (17% de cobertura por áreas protegidas), como *P. leucotis*; *T. malachitacea*; *A. auricapillus* e *T. surdus*. De acordo com Fagundes *et al.*, (2016), uma melhoria de proteção poderia também ser conseguida através de priorização de áreas importantes que estejam adjacentes a outras áreas protegidas existentes ou propostas.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante do cenário de importância das áreas protegidas numa política de contenção de perda de biodiversidade e da controvérsia de como estas áreas são criadas, administradas e avaliadas, estudos de modelação envolvendo espécies endêmicas e com estatuto de vulnerabilidade tornam-se essenciais para estratégias futuras de conservação. Este estudo mostrou uma provável eficácia atual e futura das áreas protegidas na cobertura das espécies de psitacídeos em detrimento das alterações climáticas e a importância destas áreas como ferramentas essenciais para cumprir as metas globais de biodiversidade. Contudo, o desmatamento das áreas florestadas que ocorre de forma continuada no território brasileiro e a diminuição da fiscalização na captura ilegal de espécies na natureza, deverão estar muito provavelmente a colocar em causa a eficácia das áreas protegidas na conservação e a aumentar permanentemente o risco de extinção natural das espécies. Modelos de distribuição e a análise de lacunas subsequente são apenas um primeiro passo para determinar o grau de proteção das espécies. Com efeito, no sentido de avaliar o real grau de proteção das espécies recomendamos que seja incluído o maior número de variáveis possíveis na análise, como taxas de desmatamento, percentagens de caça ilegal, dados de vegetação e de cobertura de solo, e características eco-fisiológicas das espécies, como dieta, taxas de natalidade e mortalidade, dimensão da

área de vida, entre outras. Uma espécie pode ter toda a sua área de distribuição coberta por unidades de conservação, mas se a caça ilegal é uma ameaça à sua sobrevivência, então a unidade de conservação por si não será suficiente para a sua proteção.

Alcançar metas de redução ou interrupção da perda de biodiversidade requer não só um uso mais eficiente das áreas protegidas e, uma maior fiscalização, como requer repensar nos nossos hábitos de consumo. Perder biodiversidade é não só perder valores ecológicos, genéticos e culturais, mas também valores económicos e sociais. São necessárias medidas para uma gestão sustentável de todos os recursos e para a recuperação de áreas agrícolas abandonadas. Para além disso, as metas de conservação devem ser desenvolvidas em acordo com as comunidades locais, em particular com as que dependem das áreas para suas atividades e devem contemplar ações de educação ambiental envolvendo toda a sociedade em geral como por exemplo reflorestamento com espécies autóctones. Implementar um sistema agrícola e agropecuário de baixo carbono, através por exemplo de sistemas biológicos de tratamento de dejetos de animais e resíduos por biodigestão e compostagem, previsto pelo Programa ABC – Plano Agricultura de Baixa Emissão de Carbono do Governo Federal Brasileiro, mas de uma forma mais rápida, eficaz e facilitada a todos, em particular aos pequenos produtores. Este tipo de manejo irá permitir não só reduzir as emissões de carbono, como gerar renda e fonte de energia (biogás), e rentabilizar as áreas de produção existentes com uso de biofertilizantes líquidos e fertilizantes orgânicos resultantes dos processos de tratamento, evitando assim desmatamentos desnecessários e diminuição de áreas de Reserva Legal em detrimento do aumento das áreas agrícolas.

A procura de atividades agrícolas através da exploração das plantas e culturas nativas de cada região ou bioma garante a manutenção da biodiversidade, de bens e serviços ecossistémicos e dos modos de vida das populações tradicionais.

6. REFERÊNCIAS

- Abellán, P. & Sánchez-Fernández, D. (2015). A gap analysis comparing the effectiveness of Natura 2000 and national protected area networks in representing European amphibians and reptiles. **Biodiversity and Conservation**, 24(6), p. 1377–1390.
- Aguiar, L.M.S.; Bernard, E.; Ribeiro, V.; Machado, R.B. & Jones, G. (2016). Should I stay or should I go? Climate change effects on the future of Neotropical savannah bats. **Global Ecology and Conservation**, 5, p. 22–33.
- Andelman, S.J. & Willig, M.R. (2003). Present patterns and future prospects for biodiversity in the Western Hemisphere. **Ecology Letters**, 6(9), p. 818–824.
- Araújo, C. (2011). **Psitacídeos do Cerrado: sua alimentação, comunicação sonora e aspectos bióticos e abióticos de sua distribuição potencial**. Tese de doutorado em Ecologia. Universidade Estadual de Campinas, SP.
- Araújo, E.; Barreto, P.; Baima, S.; Gomes, M. (2016). **Quais os planos para proteger as Unidades de Conservação vulneráveis da Amazônia?** Imazon, Belém, p. 36.
- Baccini, A.; Goetz, S.J.; Walker, W.S.; Laporte, N.T.; Sun, M.; Sulla-Menashe, D.; Hackler, J.; Beck, P.S.A.; Dubayah, R.; Friedl, M.A.; Samanta, S. & Houghton, R.A. (2012). Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, 2, p. 182-185.
- Barr, L. M.; Pressey, R.L.; Fuller, R.A.; Segan, D.B.; McDonald-Madden, E. & Possingham, H.P. (2011). A new way to measure the world's protected area coverage. **PLoS ONE**, 6(9), p. e24707.
- Beissinger, S.R. & Bucher, E.H. (1992). Can Parrots Be Conserved Harvesting? **BioScience**, 42(3), p. 164–173.
- Bello, C.; Galetti, M.; Pizo, M.A.; Magnago, L.F.S.; Rocha, M.F.; Lima, R.A.F.; Peres, C.A.; Ovaskainen, O. & Jordano, P. (2015). Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, 1(11), p. 1-10.
- Bennett, P.M. & Owens, I.P.F. (1997). Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition? **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 264(1380), p. 401–408.
- Bianchi, C.A. & Haig, S.M. Prediction and validation of the distribution of the endemic threatened Pfrimer's Parakeet (*Pyrrhura pfrimeri*) in Brazil. *in* Bianchi, C.A. **Rapid Endangered species assessment: a novel approach to improve extinction risk assessments in poorly known species**. (2010). Tese de doutorado em Filosofia em Vida Selvagem. Universidade do Estado do Oregon.
- Braga, T.V.; Zanzini, A.C. da S.; Cerboncini, R.A.S.; Miguel, M. & De Moura, A.S. (2010). Avifauna em praças da cidade de Lavras (MG): riqueza, similaridade e influência de variáveis do ambiente urbano. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 18(1), p. 26-33.

- Brightsmith, D.J. (2005). Parrot Nesting in Southeastern Peru: Seasonal Patterns and Keystone Trees. **The Wilson Bulletin**, 117(3), p. 296–305.
- Brokaw, N. (1998). Fragments past, present and future. **Trends in Ecology & Evolution**, 13(10), p. 382-383.
- Brooks, T.M.; Bakarr, M.I.; Boucher, T.; Da Fonseca, G.A.B.; Hilton-Taylor, C.; Hoekstra, J.M.; Moritz, T.; Olivieri, S.; Parrish, J.; Pressey, R.L.; Rodrigues, A.S.L.; Sechrest, W.; Stattersfield, A.; Strahm, W. & Stuart, S.N. (2004). Coverage Provided by the Global Protected-Area System: Is It Enough? **BioScience**, 54(12), p. 1081.
- Brooks, T.M.; Mittermeier, R.A.; Da Fonseca, G.A.B.; Gerlach, J.; Hoffmann, M.; Lamoreux, J.F.; Mittermeier, C.G.; Pilgrim, J.D. & Rodrigues, A.S.L. (2006). Global biodiversity conservation priorities. **Science**, 313(5783), p. 58–61.
- Bruner, A.G.; Gullison, R.E.; Rice, R.E. & Da Fonseca, G.A.B. (2001). Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. **Science**, v. 291, p. 125–128.
- Bueno, N.P.E. & Ribeiro, K.C.C. (2007). Unidades de Conservação - caracterização e relevância social, econômica e ambiental: um estudo acerca do Parque Estadual Sumaúma. **Revista Eletrônica Aboré**, 3.
- Camargo, E., Rodrigues, L.C. & Araujo, A.C. (2011) Pollination biology and reproduction of *Seemannia sylvatica* (Kunth) Hanstein (Gesneriaceae) in the Serra da Bodoquena National Park, Mato Grosso do Sul. **Biota Neotropica**, 11(4), p. 125-130.
- Cardillo, M.; Purvis, A.; Sechrest, W.; Gittleman, J.L.; Bielby, J. & Mace, G.M. (2004). Human population density and extinction risk in the world's carnivores. **PLoS biology**, 2(7), p. E197.
- Carrillo, A.C. & Batista, D.B. (2007). A Conservação do Papagaio-da-cara-roxa (*Amazona brasiliensis*) no estado do Paraná – uma experiência de educação ambiental no ensino formal. **Revista Árvore**, 31(1), p. 113-122.
- Carrara, L.A., Faria, L.C.P., Matos, J.R., & Antas, P.T.Z. (2008). Papagaio-de-peito-roxo *Amazona vinacea* (Kuhl) (Aves: Psittacidae) no norte do Espírito Santo: redescoberta e conservação. **Revista Brasileira de Zoologia**, 25(1), p. 154-158.
- Carvalho, J.L.N.; Avanzi, J.C.; Silva, M.L.N.; Mello, C.R. & Cerri, C.E.P. (2010). Potencial de sequestro de carbono em diferentes domínios do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 34, p. 277-289.
- Casas, G.; Darski, B.; Ferreira, P.M.A.; Kindel, A. & Müller, S.C. (2016). Habitat structure influences the diversity, richness and composition of bird assemblages in successional Atlantic rain forests. **Tropical Conservation Science**, 9(1), p. 503-524.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. (2015). Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 23(2), p. 91–298.

- Chape, S.; Harrison, J.; Spalding, M. & Lysenko, I. (2014). Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. **Philosophical Transactions of The Royal Society**, 360, p. 443-455.
- Colombo, A.F. & Joly, C.A. (2010). Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian journal of biology**, 70(3), p. 697–708.
- COP21. (2015). **United nations conference on climate change**. Disponível em: <<http://www.cop21.gouv.fr/>>. Acesso em: 18 mar. 2016.
- Costa, G.C.; Nogueira, C.; Machado, R.B. & Colli, G.R. (2010). Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. **Biodiversity Conservation**, 19, p.883-899.
- De Paula, M.D.; Costa, C.P.A. & Tabarelli, M. (2011). Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, 4(3), p. 349-358.
- De Vos, J. M.; Joppa, L.N.; Gittleman, J.L., Stephens, P.R. & Pimm, S.L. (2015). Estimating the normal background rate of species extinction. **Conservation Biology**, 29(2), p. 452–462.
- Deguignet, M.; Juffe-Bignoli, D.; Harrison, J.; Macsharry, B.; Burgess, N. & Kingston, N. (2014). **2014 United Nations list of Protected Areas**. UNEP-WCMC: Cambridge, UK.
- Devictor, V.; Julliard, R.; Couvet, D. & Jiguet, F. (2008). Birds are tracking climate warming, but not fast enough. **Proceedings of The Royal Society, Biological sciences**, 275(1652), p. 2743–2748.
- Distler, T.; Schuetz, J.G.; Velásquez-Tibatá, J. & Langham, G.M. (2015). Stacked species distribution models and macroecological models provide congruent projections of avian species richness under climate change. **Journal of Biogeography**, 42(5), p. 976–988.
- Domingues, M.S. & Bermann, C. (2012). O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. **Ambiente & Sociedade**, XV(2), p. 1-22.
- Dudley, N. (2008). **Guidelines for Applying Protected Area Management Categories**. IUCN. Gland, Switzerland.
- Durieux, L.; Machado, L.A.T.; Laurent, H. (2003). The impact of deforestation on cloud cover over the Amazon arc of deforestation. **Remote Sensing of Environment**, 86, p. 132-140.
- eBird. (2015). eBird Basic Dataset. Version: EBD_relNov-2015. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Nov 2015.
- Elith, J.; Phillips, S.J.; Hastie, T.; Dudík, M.; Chee, Y.E. & Yates, C.J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and Distributions**, 17(1), p. 43–57.
- Elith, J. & Leathwick, J.R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and

- Prediction Across Space and Time. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, 40, p. 415–436.
- ESRI. (2015). ArcGis Desktop: Release 10.3.1. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fagundes, C.K.; Vogt, R. C. & Júnior, P.M. (2016). Testing the efficiency of protected areas in the Amazon for conserving freshwater turtles. **Diversity and Distributions**, 22, p. 123-135.
- Faria, I.P. de, Lyra, T., & Bianchi, C.A. (2007). Seed and Fruit Predation of Kielmeyera (Guttiferae) and Qualea (Vochysiaceae) Species By Six Psittacid Species in the Brazilian Cerrado . **Journal of Biology**, 13, 75-79.
- Fearnside, P.M. & Ferraz, J.A. (1995). Conservation Gap Analysis of Brazil's Amazonian Vegetation. **Conservation Biology**, 9(5), p. 1134–1147.
- Figueira, L.; Tella, J.L.; Camargo, U.M. & Ferraz, G. (2015). Autonomous sound monitoring shows higher use of Amazon old growth than secondary forest by parrots. **Biological Conservation**, 184, p. 27–35.
- Filho, J.C.M. & Silveira, R.V. (2012). Composição e estrutura trófica da comunidade de aves de uma área antropizada no oeste do estado de São Paulo. **Atualidades Ornitológicas On-line**, 169, p. 33-40.
- Fisher, D.O.; Blomberg, S.P. & Owens, I.P.F. (2003). Extrinsic versus intrinsic factors in the decline and extinction of Australian marsupials. **Proceedings of The Royal Society, Biological sciences**, 270(1526), p. 1801–8.
- Francisco, L.R., Valdiga, M.O. & Moreira, N. (2014). Resposta reprodutiva à retirada de ovos e filhotes de psitacídeos neotropicais em cativeiro. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, 38(1), p. 25-31.
- Françoso, R.D., Brandão, R.A. & Batista, V.B.G.V. (2011). Identificação de áreas relevantes para conservação com base em indicadores biológicos: subsídio ao zoneamento de dois Parques Nacionais no Cerrado Brasileiro. **Caminhos de Geografia**, 12(40), p. 106-118.
- Fuller, R.A.; McDonald-Madden, E.; Wilson, K.A.; Carwardine, J.; Grantham, H.S.; Watson, J.E.M.; Klein, C.J.; Green, D.C. & Possingham, H.P. (2010). Replacing underperforming protected areas achieves better conservation outcomes. **Nature**, 466(7304), p. 365–367.
- Galetti, M. & Pizo, M.A. (2002). **Ecologia e conservação de psitacídeos no Brasil**. Melopsittacus Publicações Científicas, Belo Horizonte, p.236.
- Garcia, L.G.; Ferraz, S.F.B.; Alvares, C.A.; Ferraz, K.M.P.M.B. & Higa, R.C.V. (2014). Modelagem da aptidão climática do Eucalyptus grandis frente aos cenários de mudanças climáticas no Brasil. **Scientia Forestalis**, 42(104), p. 503-511.
- Gastón, A. & García-Viñas, J. (2013). Evaluating the predictive performance of stacked species distribution models applied to plant species selection in ecological

- restoration. **Ecological Modelling**, 263, p. 103-108.
- Gaüzère, P.; Jiguet, F. & Devictor, V. (2016). Can protected areas mitigate the impacts of climate change on bird's species and communities? **Diversity and Distribution**, 22, p. 625-637.
- GE. (2016). Google Earth. Disponível em: <<http://earth.google.com/>>. Acesso a: 10 jan. 2016.
- Godoi, M.N.; Pivatto, M.A.C.; De Mello, A.V.; Laps, R.R. & Souza, F.L. (2014). Aves da RPPN Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Atualidades Ornitológicas**, 178, p. 39-49.
- Godoi, M.N.; Filho, J.C.M.; Módena, E.S.; Faxina, C.; Tizianel, F.A.T.; Bocchese, R.; Pivatto, M.A.C.; Nunes, A.P. & Posso, S.R. (2013). Birds of Upper Paraná River Basin in the State of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 21(3), p. 176-204.
- González-Suárez, M.; Gómez, A. & Revilla, (2013). E. Which intrinsic traits predict vulnerability to extinction depends on the actual threatening processes. **Ecosphere**, 4(6), p. 76.
- Guedes, N.M.R. (2004). Araras azuis: 15 anos de estudos no Pantanal. **VI Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal**. Corumbá, MS. Disponível em: <<http://www.projetoararaazul.org.br/arara/portals/0/pdf/guedes,%202004%20-%20projeto%20arara%20azul%2015%20anos%20-%20simpan.pdf>> . Acesso a: 29 mai. 2016.
- Guisan, A.; Tingley, R.; Baumgartner, J.B.; Naujokaitis-Lewis, I.; Sutcliffe, P.R.; Tulloch, A.I.T.; Regan, T.J.; Brotons, L.; McDonald-Madden, E.; Mantyka-Pringle, C.; Martin, T.G.; Rhodes, J.R.; Maggini, R.; Setterfield, S.A.; Elith, J.; Schwartz, M.W.; Wintle, B.A.; Broennimann, O.; Austin, M.; Ferrier, S.; Kearney, M.R.; Possingham, H.P. & Buckley, Y.M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. **Ecology Letters**, 16(12), p. 1424–1435.
- Gwynne, J. A., Ridgely, R. S., Tudor, G. & Argel, M. (2010). Aves do Brasil. Volume 1. Pantanal & Cerrado. **Editora Horizonte**, São Paulo, Brasil.
- Hannah, L.; Midgley, G. & Lovejoy, T. (2002). Conservation of Biodiversity in a Changing Climate. **Conservation Biology**, 16(1), p. 264–268.
- Hijmans, R.J.; Cameron, S.E.; Parra, J.L.; Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, p. 1965-1978.
- Hitch, A. T. & Leberg, P. L. (2007). Breeding distributions of North American bird species moving north as a result of climate change. **Conservation Biology**, 21(2), p. 534–539.
- ICMBio. (2013). **Aplicação de Critérios e Categorias IUCN na Avaliação da Fauna Brasileira. Coordenação de Avaliação do estado de conservação da biodiversidade**. Versão 2.0. ICMBio, Instituto Chico Mendes & MMA, p. 45.

- IUCN. (2015). The IUCN Red list of threatened species. Versão 2015.4. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso a: 10 mar. 2016.
- IUCN. (2012). IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK, p. 32.
- Jenkins, C.N.; Alves, M.A.S.; Uezu, A. & Vale, M.M. (2015). Patterns of Vertebrate Diversity and Protection in Brazil. **PloS one**, 10(12), p. e0145064.
- Jennings, M.D. (2000). Gap analysis: Concepts, methods, and recent results. **Landscape Ecology**, 15(1), p. 5–20.
- Joppa, L.N.; Visconti, P.; Jenkins, C.N. & Pimm, S.L. (2013). Achieving the Convention on Biological Diversity's Goals for Plant Conservation. **Science**, 341(6150), p. 1100–1103.
- Kajiki, L.N.; Togura, C.M. & Michalski, F. (2013). Primeiro registro do *Tigrisoma fasciatum* (Such, 1825) (Aves: Ardeidae) no estado do Amapá, Brasil e distribuição atualizada da espécie na América Central e do Sul. **Biota Neotropica**, 13(4), p. 385-390.
- Laranjeiras, T.O. (2008). **Distribuição geográfica, História natural e Conservação da Ararajuba (*Guarouba guarouba* – Psittacidae)**. Dissertação de mestrado em Ciências Biológicas. INPA/UFAM, Manaus.
- Leal, I.R.; Tabarelli, M. & Da Silva, J.M.C. (2005). **Ecologia e conservação da caatinga**. 2ª Edição. Editora Universitária UFPE, Recife, p. 822.
- Machado, R.B.; Neto, M.B.R; Harris, M.B.; Lourival, R. & Aguiar, L.M.S. (2004). Análise de lacunas de proteção da biodiversidade no Cerrado – Brasil. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Volume II – Seminários. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza e Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. Curitiba, PR., 1, p. 29–38.
- Marengo, J.A.; Alves, L.M. & Torres, R.R. (2016). Regional climate change scenarios in the Brazilian Pantanal watershed. **Climate Research**, 68(2-3), p. 201-213.
- Martins, F. De C. (2007). **Estrutura de comunidades de aves em remanescentes de Floresta Estacional Decidual na região do Vale do Rio Paranã - GO e TO**. Tese de doutorado em Ecologia. Universidade de Brasília.
- Mcpherson, J.M. & Jetz, W. (2007) Effects of species' ecology on the accuracy of distribution models. **Ecography**, 30(1), p. 135–151.
- Merow, C.; Smith, M.J. & Silander, J.A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. **Ecography**, 36(10), p. 1058–1069.
- Miles, L.; Newton, A.C.; Defries, R.S.; Ravilious, C.; May, I.; Blyth, S., Kapos, V. & Gordon, J.E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, 33, p. 491–505.

- MMA – Ministério do Meio Ambiente. (2016). Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas>>. Acesso a: 09 mar. 2016.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. (2006). **O corredor central da mata atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade**. Ministério do Meio Ambiente, Conservação Internacional e Fundação SOS Mata Atlântica. Brasília. Disponível em: <<http://www.meioambiente.ba.gov.br/arquivos/File/Publicacoes/Cadernos/CorredorCentraldaMataAtlantica.pdf>>. Acesso a: 22 mai. 2016
- Morris, R. J. (2010). Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 365(1558), p. 3709–3718.
- MPEG – Ministério Público do Estado de Goiás. (2011). **Manual Prático de Unidades de Conservação**. ESMP, Goiânia.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, p. 853-858.
- Myers, N. (1988). Threatened biotas: “hot spots” in tropical forests. **The Environmentalist**, 8(3), p. 187–208.
- Nascimento, F.F; Lazar, A.; Menezes, A.N.; Durans, A.M.; Moreira, J.C.; Salazar-Bravo, J.; D’Andrea, P.S. & Bonvicino, C.R. (2013). The Role of Historical Barriers in the Diversification Processes in Open Vegetation Formations during the Miocene/Pliocene Using an Ancient Rodent Lineage as a Model. **PLoS ONE**, 8(4), p. e61924.
- Nunes, A. P. & Júnior, A. Dos S. (2011). Itens alimentares consumidos por psitacídeos no Pantanal e planaltos do entorno, Mato Grosso do Sul. **Atualidades Ornitológicas On-line**, 162, p. 42–50.
- Nunes, A.P. & Tomas, W.M. (2008). **Aves migratórias e nômades ocorrentes no Pantanal**. Embrapa Pantanal, Corumbá, MS, p. 124.
- OC – Observatório do Clima. (2010). **Potenciais Impactos das Alterações do Código Florestal Brasileiro na Meta Nacional de Redução de Emissões de Gases de Efeito Estufa**. Relatório Técnico, Versão preliminar para discussão.
- Olah, G.; Butchart, S.H.M.; Symes, A.; Guzmán, I.M.; Cunningham, R.; Brightsmith, D.J. & Heinsohn, R. (2016). Ecological and socio-economic factors affecting extinction risk in parrots. **Biodiversity and Conservation**, 25(2), p. 205–223.
- Oliveira, A.K.M., Nunes, A.C. & Farias, G.C. (2012) Predation of *Curatella americana* seeds by *Aratinga aurea* parrots. **Brazilian Journal of Biosciences**, 10(4), p. 526-529.
- Owens, I.P. & Bennett, P.M. (2000). Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss versus human persecution and introduced predators. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 97(22), p. 12144–8.
- Paglia, A. P.; de Rezende, D. T.; Koch, I.; Kortz, A. R. & Donatti, C. (2012). Modelos de Distribuição de Espécies em Estratégias para a Conservação da Biodiversidade e

- para Adaptação Baseada em Ecossistemas Frente a Mudanças Climáticas. **Natureza & Conservação**, 10(2), p. 231-234.
- Paranhos, S.J., Araújo, C.B.de & Machado, L.O.M. (2009). Comportamento alimentar de *Aratinga aurea* (Psittacidae) no Sudeste de Minas. Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 17(3-4), p. 187-193.
- Parmesan, C. N. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, 37, p. 636–637.
- Papes, M. & Gaubert, P. (2007). Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. **Diversity and Distributions**, 13, p. 890-902.
- Pearson, R.G.; Raxworthy, C.J.; Nakamura, M. & Peterson, A.T. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, 34, p. 102-117.
- Peres, C.A. (2011). Conservation in sustainable-use tropical forest reserves. **Conservation Biology**, 25, p. 1124–1129.
- Peterson, A. T. (2011). Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence. **Journal of Biogeography**, 38, p. 817-827.
- Phalan, B.; Green, R.E.; Dicks, L.V.; Dotta, G.; Feniuk, C.; Lamb, A.; Strassburg, B.B.N.; Williams, D.R.; Ermgassen, E.K.H.J & Balmford, A. (2016). How can higher-yield farming help to spare nature? **Science**, 351(6272), p. 450–451.
- Phillips, S.J.; Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, 190(3-4), p. 231–259.
- Phillips, S. J. & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, 31(2), p. 161–175.
- Pimm, S.L.; Jenkins, C.N.; Abell, R.; Brooks, T.M.; Gittleman, J.L.; Joppa, L.N.; Raven, P.H.; Roberts, C.M. & Sexton, J.O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science (New York, N.Y.)**, 344(6187), p. 1246752.
- Pimm, S.L. & Raven, P. (2000). Biodiversity. Extinction by numbers. **Nature**, 403(6772), p. 843–845.
- Pivatto, M.A.C., Manço, D.G., Straube, F.C., Urben-Filho, A. & Milano, M. (2006). Aves do Planalto da Bodoquena, Estado do Mato Grosso do Sul (Brasil). **Atualidades Ornitológicas**, 129. Disponível em: <<http://www.ao.com.br/download/bodoquen.pdf>>. Acesso a: 18 jun. 2015.
- Poot, A.; Oliveira, A.KM.; Damasceno-Junior, G.A. & Silva, J.S.V. (2011). Plant diversity of the Pantanal wetland. **Brazilian Journal of Biology**, 71(1), p. 265-273.
- Portal Brasil. (2015). Com proposta mais ambiciosa, Brasil chega à COP21 como importante negociador do clima. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/meio->

ambiente/2015/11/com-proposta-mais-ambiciosa-Brasil-chega-a-COP21-como-importante-negociador-mundial-do-clima>. Acesso a: 5 jun. 2016.

- Primack, R.B. (2002). Essentials of Conservation Biology. Sinauer, Sunderland. *in* Uetanabaro, M, Souza, F.L., Filho, P.L., Beda, A.F. & Brandão, R.A. (2007). Anfíbios e répteis do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, 7(3), p. 279-289.
- R Development Core Team. (2014). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raes, N. & Steege, H. (2007). A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography*, 30, p. 727-736.
- Rebello, H. & Jones, G. (2010). Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). **Journal of Applied Ecology**, 47, p. 410-420.
- RENTAS. (2014). 1º Relatório Nacional sobre Tráfico de Fauna Silvestre. Disponível em: < http://www.rentas.org.br/wp-content/uploads/2014/02/REL_RENTAS_pt_final.pdf >. Acesso a: 09 mai. 2016.
- Rezende, N.; Figueiredo, M.De S.L. & Grelle, C.E.V. (2011). Características determinantes do risco de extinção global de mamíferos. **Oecologia Australis**, 15(2), p. 275–290.
- Rodrigues, A.S.L.; Andelman, S.J.; Bakarr, M.I.; Boitani, L.; Brooks, T.M.; Cowling, R.M.; Fishpool, L.D.C.; Da Fonseca, G.A.B.; Gaston, K.J.; Hoffmann, M.; Long, J.S.; Marquet, P.A.; Pilgrim, J.D.; Pressey, R.L.; Schipper, J.; Sechrest, W.; Stuart, S.N.; Underhill, L.G.; Waller, R.W.; Watts, M.E.J. & Yan, X. (2004a). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. **Nature**, 428(6983), p. 640–643.
- Rodrigues, A.S.L.; Akçakaya, H.R.; Andelman, S.J.; Bakarr, M.I.; Boitani, L.; Brooks, T.M.; Chanson, J.S.; Fishpool, L.D.C.; Da Fonseca, G.A.B.; Gaston, K.J.; Hoffmann, M.; Marquet, P.A.; Pilgrim, J.D.; Pressey, R.L.; Schipper, J.; Sechrest, W.; Stuart, S.N.; Underhill, L.G.; Waller, R.W.; Watts, M.E.J. & Yan, X. (2004b). Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. **BioScience**, 54(12), p. 1092.
- Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D.C., Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffman, M., Long, J., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Xie Y. (2003). **Global Gap Analysis: towards a representative network of protected areas**. Advances in Applied Biodiversity Science 5. Washington DC: Conservation International.
- Salzo, I. (2013). **Parque Nacional da Serra da Bodoquena. Plano de Manejo**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade & Diretoria de Criação e Manejo de Unidades de Conservação. Brasília, Brasil.

- Scott, J.M.; Davis, F.W.; Mcghe, R.G.; Wright, R.G.; Groves, G. & Estes, J. (2001). Nature reserves: Do they capture the full range of America's biological diversity? **Ecological Applications**, 11(4), p. 999–1007.
- Serafini, P.P.; Andriguetto, J.L.; Carneiro, M.L.; Klemz, C. & Warpechowski, B. (2011). Análise nutricional da dieta do Papagaio-de-cara-roxa *Amazona brasiliensis* no Litoral Sul do Estado de São Paulo. **Ornithologia**, 4(2), p. 104-109.
- Sigrist, T. (2009). **Iconografia das Aves do Brasil**. Volume 1 – Domínio Cerrado. Avis Brasilis Editora, São Paulo, p. 600.
- Silva, D.P.; Spigoloni, Z.A.; Camargos, L.M.; De Andrade, A.F.A.; De Marco Jr., P. & Engel, M.S. (2015). Distributional modeling of Mantophasmatodea (Insecta: Notoptera): a preliminary application and the need for future sampling. *Organisms Diversity & Evolution*, 16(1), p. 259-268.
- Sipinski, E.A.B.; Abbud, M. C.; Sezerban, R.M.; Serafini, P.P.; Boçon, R.; Manica, L.T. & Guaraldo, A.C. (2014). Tendência populacional do papagaio-de-cara-roxa (*Amazona brasiliensis*) no litoral do estado do Paraná. **Ornithologia**, 6(2), p. 136-143.
- Siqueira, M.F.De. & Peterson, A.T. (2003). Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. **Biota Neotropica**, 3(2), p. 1–14.
- SNUC - Sistema Nacional De Unidades De Conservação Da Natureza. (2016). **Ministério do Meio Ambiente**, p. 1–16, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/240/_publicacao/240_publicacao05072011052536.pdf>. Acesso a: 10 mar. 2016.
- Soares-Filho, B.; Rajão, R.; Macedo, M.; Carneiro, A.; Costa, W.; Coe, M. & Rodrigues, H. (2014). Cracking Brazil's Forest Code. **Science (New York, N.Y.)**, 344(6182), p. 363–4.
- Soares-Filho, B.S; Nepstad, D.C.; Curran, L.M.; Cerqueira, G.C.; Garcia, R.A.; Ramos, C.A.; Voll, E.; Macdonald, A. & Lefebvre, P. (2006). Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, 440(7083), p. 520–3.
- SOS Florestas. (2011). Cartilha Código Floresta: Entenda o que está em jogo com a reforma de nossa legislação ambiental. Disponível em:<http://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/cartilha_codigoflorestal_20012011.pdf> . Acesso a: 10 mar. 2016.
- Souza, E.O. de, Godoi, M.N. & Aoki, C. (2015). Avifauna do município de Bodoquena, Mato Grosso do Sul. *Atualidades Ornitológicas*, 184, p. 43-54.
- Spray, S.L. & Mcglothlin, K.L. (2003). **Loss of Biodiversity. Exploring Environmental Changes: A Multidisciplinary Approach**. Rowman & Littlefield Publishers, p. 176.
- Stockwell, D. & Peters, D. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. **International Journal of Geographical Information Science**, 13(2), p. 143–158.
- Straube, F.C. & Pivatto, M.A.C. (2012). O Pantanal do Mato Grosso do Sul: destino para a observação de aves. **Atualidades Ornitológicas On-line**, 167, p. 33-50.

- Tamungang, S.A.; Onabid, M.A.; Awa II, T. & Balinga, V.S. (2016). Habitat preferences of the Grey Parrot in heterogeneous vegetation landscapes and their conservation implications. **International Journal of Biodiversity**, p.10.
- Tella, J.L. & Hiraldo, F. (2014). Illegal and legal parrot trade shows a long-term, cross-cultural preference for the most attractive species increasing their risk of extinction. **PLoS ONE**, 9(9), p. 1-10.
- Tittensor, D. P.; Walpole, M.; Hill, S.L.L.; Boyce, D.G.; Britten, G.L.; Burgess, N.D.; Butchart, S.H.M.; Leadley, E.C.R.; Alkemade, R.; Baumung, R.; Bellard, C.; Bouwman, L.; Bowies-Newark, N.J.; Chenery, A.M.; Cheung, W.W.L.; Christensen, V.; Cooper, H.D.; Crowther, A.R.; Dixon, M.J.R.; Galli, A.; Gaveau, V.; Gregory, R.D.; Gutierrez, N.L.; Hirsch, T.L.; Hoft, R.; Januchowsky-Hartley, S.R.; Karmann, M.; Krug, C.B.; Leverington, F.J.; Loh, J.; Lojenga, R.K.; Malsch, K.; Marques, A.; Morgan, D.H.W.; Mumby, P.J.; Newbold, T.; Noonan-Mooney, K.; Pagad, S.N.; Parks, B.C.; Pereira, H.M.; Robertson, T.; Rondinini, C.; Santini, L.; Scharlemann, J.P.W.; Schindler, S.; Summala, U.R.; Teh, L.S.L.; Kolck, J.V.; Visconti, P. & Ye, Y. (2014). A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. **Science**, 346(6206), p. 241–245.
- Uetanabaro, M., Souza, F.L., Filho, P.L., Beda, A.F. e Brandão, R.A. (2007). Anfíbios e répteis do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, 7(3), p. 279-289.
- Urban, M.C. (2015). Accelerating extinction risk from climate change. **Science**, 348(6234), p. 571–573.
- Vallejos, M.A.V.; Belmonte-Lopes, R.; Klemann-Junior, L.; Bornschein, M.R.; Deconto, L.R.; Carrano, E. & Gussoni, C.O.A. (2013). Ocorrência e conservação de Touit melanonotus (Aves, Psittacidae) no sul do Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, 103(1), p. 37–41.
- Vasconcelos, M.F., Neto, S. D., Hoffmann, D. & Gomes, H.B. (2006). Natural history notes on parrots feeding on fruits of *Myracrodruon urundeuva* (Anacardiaceae) in three South American dry forest regions. **Cotinga**, 26, p. 15-19.
- Veríssimo, A.; Rolla, A.; Maior, A.P.C.S.; Monteiro, A.; Brito, B.; Souza Jr, C.; Augusto, C.C.; Cardoso, D.; Conrado, D.; Araújo, E.; Ricardo, F.; Ribeiro, J.; De Lima, L.M.; Ribeiro, M.B.; Vedoveto, M.; Mesquita, M.; Barreto, P.G.; Salomão, R. & Futada, S.M. (2011) **Áreas Protegidas na Amazônia Brasileira**. IMAZON/Instituto Socioambiental, São Paulo, p. 90.
- Viana, I.R. (2015). **Fatores determinantes na ocorrência da espécie invasora *Myopsitta monachus* (Psittacidae) no Litoral de Santa Catarina**. Tese de mestrado em Ciências Ambientais. Universidade do Extremo Sul Catarinense.
- Voltolini, J.C., Wludarsk, A. & Da Silva, I. (2009). Estrutura da vegetação na borda e interior de um fragmento florestal pequeno em área urbana. **Revista Biociências**, 15(2), p. 133-138.
- WA – WikiAves. (2016). Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br/>>. Acesso a: 1 jun. 2016.

- Walker, W.; Baccini, A.; Schwartzman, S.; Ríos, S.; Oliveira-Miranda, M.A.; Augusto, C.; Ruiz, M.R.; Arrasco, C.S.; Ricardo, B.; Smith, R.; Meyer, C.; Jintach, J.C. & Campos, E.V. (2014). Forest carbon in Amazonia: the unrecognized contribution of indigenous territories and protected natural areas. **Carbon Management**, 5(5-6), p. 479-485.
- Wiens, J.A.; Seavy, N.E. & Jongsomjit, D. (2011). Protected áreas in climate space: What will future bring? **Biological Conservation**, 144, p. 2119-2125.
- Wright, S.J. (2010). The future of tropical forests. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195, p. 1-27.

7. ANEXOS

Tabela 1 - Descrição das categorias representativas das Unidades de Conservação (UCs), segundo o SNUC (2011).

		CATEGORIAS	DESCRIÇÃO
Unidades de Conservação (UCs)	Uso Sustentável	Área de Proteção Ambiental	Área geralmente extensa, com algum grau de ocupação humana, que apresenta atributos naturais, estéticos e culturais importantes para o bem-estar e qualidade de vida das populações.
		Área de Relevante Interesse Ecológico	Área de pequena extensão, com pouca ou nenhuma ocupação humana e com características naturais singulares. Permite propriedades privadas no seu interior. Direcionado para proteger e regular o uso de ecossistemas naturais de importância local ou regional.
		Floresta	Área com cobertura florestal onde predominam espécies nativas. Direcionado ao uso sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica.
		Reserva Extrativista	Área natural direcionada para o uso sustentável da atividade de extração de recursos da natureza, pelas populações tradicionais.
		Reserva de Fauna	Área com populações de espécies nativas de animais, terrestres ou aquáticas, onde são incentivados estudos de manejo econômico sustentável da fauna.
		Reserva de Desenvolvimento Sustentável	Área natural sob ocupação de populações tradicionais com sistemas sustentáveis de exploração dos recursos naturais.
		Reserva Particular do Patrimônio Natural	Área privada para proteção à biodiversidade, por iniciativa do proprietário.
	Proteção Integral	Estação Ecológica	Área para preservação da natureza e pesquisas científicas.
		Reserva Biológica	Área para preservação da biodiversidade. Permite medidas de recuperação e preservação de ecossistemas naturais alterados, para estabelecimento do equilíbrio natural.
		Parque	Área de proteção aos ecossistemas naturais de elevada relevância ecológica e beleza cênica. Permite atividades de pesquisas científicas, recreação e educação ambiental.
		Monumento Natural	Área de preservação de lugares singulares, raros ou de beleza cênica. Possibilidade de existência de propriedades privadas no seu interior.
		Refúgio de Vida Silvestre	Área de ambiente natural, onde se proporcionam condições para a existência ou reprodução de espécies ou comunidades de fauna residente ou migratória, e da flora autóctone.

Tabela 2 - Lista das 87 espécies de Psitacídeos que ocorrem no Brasil, pelo CBRO (2015).

Nome do Táxon
Psittacidae Rafinesque, 1815
<i>Anodorhynchus</i> Spix, 1824
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i> (Latham, 1790)
<i>Anodorhynchus glaucus</i> (Vieillot, 1816)
<i>Anodorhynchus leari</i> Bonaparte, 1856
<i>Cyanopsitta</i> Bonaparte, 1854
<i>Cyanopsitta spixii</i> (Wagler, 1832)
<i>Ara</i> Lacépède, 1799
<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Ara macao</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Ara chloropterus</i> Gray, 1859
<i>Ara severus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Orthopsittaca</i> Ridgway, 1912
<i>Orthopsittaca manilatus</i> (Boddaert, 1783)
<i>Primolius</i> Bonaparte, 1857
<i>Primolius maracana</i> (Vieillot, 1816)
<i>Primolius couloni</i> (Sclater, 1876)
<i>Primolius auricollis</i> (Cassin, 1853)
<i>Diopsittaca</i> Ridgway, 1912
<i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Guaruba</i> Lesson, 1830
<i>Guaruba guarouba</i> (Gmelin, 1788)
<i>Thectocercus</i> Ridgway, 1912
<i>Thectocercus acuticaudatus</i> (Vieillot, 1818)
<i>Psittacara</i> Vigors, 1825
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)
<i>Aratinga</i> Spix, 1824
<i>Aratinga nenday</i> (Vieillot, 1823)
<i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820)
<i>Aratinga jandaya</i> (Gmelin, 1788)
<i>Aratinga solstitialis</i> (Linnaeus, 1766)
<i>Aratinga maculata</i> (Statius Muller, 1776)
<i>Aratinga weddellii</i> (Deville, 1851)
<i>Eupsittula</i> Bonaparte, 1853
<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)
<i>Eupsittula pertinax</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Eupsittula cactorum</i> (Kuhl, 1820)
<i>Pyrrhura</i> Bonaparte, 1856
<i>Pyrrhura cruentata</i> (Wied, 1820)
<i>Pyrrhura devillei</i> (Massena & Souancé, 1854)
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)
<i>Pyrrhura anerythra</i> Neumann, 1927
<i>Pyrrhura coerulescens</i> Neumann, 1927
<i>Pyrrhura perlata</i> (Spix, 1824)
<i>Pyrrhura molinae</i> (Massena & Souancé, 1854)
<i>Pyrrhura leucotis</i> (Kuhl, 1820)
<i>Pyrrhura griseipectus</i> Salvadori, 1900
<i>Pyrrhura pfrimeri</i> Miranda-Ribeiro, 1920

Tabela 2 (continuação)

<i>Pyrrhura picta</i> (Statius Muller, 1776)
<i>Pyrrhura lucianii</i> (Deville, 1851)
<i>Pyrrhura roseifrons</i> (Gray, 1859)
<i>Pyrrhura amazonum</i> Hellmayr, 1906
<i>Pyrrhura snethlageae</i> Joseph & Bates, 2002
<i>Pyrrhura egregia</i> (Sclater, 1881)
<i>Pyrrhura melanura</i> (Spix, 1824)
<i>Pyrrhura rupicola</i> (Tschudi, 1844)
<i>Myiopsitta</i> Bonaparte, 1854
<i>Myiopsitta monachus</i> (Boddaert, 1783)
<i>Forpus</i> Boie, 1858
<i>Forpus passerinus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)
<i>Forpus modestus</i> (Cabanis, 1848)
<i>Forpus sclateri</i> (Gray, 1859)
<i>Brotogeris</i> Vigors, 1825
<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)
<i>Brotogeris versicolurus</i> (Statius Muller, 1776)
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)
<i>Brotogeris cyanoptera</i> (Pelzeln, 1870)
<i>Brotogeris chrysoptera</i> (Linnaeus, 1766)
<i>Brotogeris sanctithomae</i> (Statius Muller, 1776)
<i>Nannopsittaca</i> Ridgway, 1912
<i>Nannopsittaca panychlora</i> (Salvin & Godman, 1883)
<i>Nannopsittaca dachilleae</i> O'Neill, Munn & Franke, 1991
<i>Touit</i> Gray, 1855
<i>Touit huetii</i> (Temminck, 1830)
<i>Touit purpuratus</i> (Gmelin, 1788)
<i>Touit melanonotus</i> (Wied, 1820)
<i>Touit surdus</i> (Kuhl, 1820)
<i>Pionites</i> Heine, 1890
<i>Pionites melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Pionites leucogaster</i> (Kuhl, 1820)
<i>Pyrilia</i> Bonaparte, 1856
<i>Pyrilia vulturina</i> (Kuhl, 1820)
<i>Pyrilia aurantiocephala</i> (Gaban-Lima, Raposo & Höfling, 2002)
<i>Pyrilia barrabandi</i> (Kuhl, 1820)
<i>Pyrilia caica</i> (Latham, 1790)
<i>Pionopsitta</i> Bonaparte, 1854
<i>Pionopsitta pileata</i> (Scopoli, 1769)
<i>Graydidascalus</i> Bonaparte, 1854
<i>Graydidascalus brachyurus</i> (Kuhl, 1820)
<i>Alipiopsitta</i> Caparroz & Pacheco, 2006
<i>Alipiopsitta xanthops</i> (Spix, 1824)
<i>Pionus</i> Wagler, 1832
<i>Pionus menstruus</i> (Linnaeus, 1766)
<i>Pionus reichenowi</i> Heine, 1844
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)
<i>Pionus fuscus</i> (Statius Muller, 1776)
<i>Amazona</i> Lesson, 1830
<i>Amazona festiva</i> (Linnaeus, 1758)

Tabela 2 (continuação)

<i>Amazona vinacea</i> (Kuhl, 1820)
<i>Amazona pretrei</i> (Temminck, 1830)
<i>Amazona kawalli</i> Grantsau & Camargo, 1989
<i>Amazona farinosa</i> (Boddaert, 1783)
<i>Amazona brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)
<i>Amazona autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Amazona dufresniana</i> (Shaw, 1812)
<i>Amazona rhodocorytha</i> (Salvadori, 1890)
<i>Amazona ochrocephala</i> (Gmelin, 1788)
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Deroptyus</i> Wagler, 1832
<i>Deroptyus accipitrinus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Triclaria</i> Wagler, 1832
<i>Triclaria malachitacea</i> (Spix, 1824)

Tabela 3 - Riqueza total de espécies máxima (Máx.), mínima (Mín.) e média (Méd.), por domínio e por época temporal – Presente, 2050 e 2070.

Domínio \ Época	Presente				2050				2070			
	Máx.	Mín.	Méd.	Méd./km ²	Máx.	Mín.	Méd.	Méd./km ²	Máx.	Mín.	Méd.	Méd./km ²
Mata Atlântica	54	9	29,07	0,000022	51	9	35,67	0,000016	48	9	26,61	0,000020
Pantanal	47	32	42,05	0,000251	43	29	20,05	0,000248	42	30	37,35	0,000223
Pampa	47	12	29,49	0,000132	44	9	27,48	0,000101	32	9	20,46	0,000092
Cerrado	48	11	28,56	0,000013	37	12	22,56	0,000013	42	11	27,74	0,000013
Caatinga	50	10	19,88	0,000023	46	9	41,66	0,000024	47	9	19,96	0,000024
Amazônia	55	12	35,76	0,000008	47	13	21,12	0,000008	48	12	35,45	0,000008

Tabela 4 - Riqueza de espécies endêmicas máxima (Máx.), mínima (Mín.) e média (Méd.), por domínio e por época temporal – Presente, 2050 e 2070.

Domínio \ Época	Presente				2050				2070			
	Máx.	Mín.	Méd.	Méd./km ²	Máx.	Mín.	Méd.	Méd./km ²	Máx.	Mín.	Méd.	Méd./km ²
Mata Atlântica	14	0	7,07	0,0000054	13	0	5,55	0,0000043	13	0	5,48	0,0000042
Pantanal	12	1	8,18	0,0000489	8	1	5,71	0,0000341	6	2	3,78	0,0000226
Pampa	11	1	5,55	0,0000249	9	0	3,33	0,0000150	9	0	3,18	0,0000143
Cerrado	11	0	4,75	0,0000022	10	1	3,62	0,0000017	10	1	3,78	0,0000017
Caatinga	13	2	4,56	0,0000054	10	1	3,95	0,0000047	11	1	3,86	0,0000045
Amazônia	13	0	5,19	0,0000012	9	0	4,13	0,0000010	9	0	4,08	0,0000010

Tabela 5 - Áreas de distribuição das espécies de Psitacídeos e percentagem de cobertura das áreas protegidas no presente, 2050 e 2070. Estatuto da espécie no Brasil: R – Residente; E – Endêmica. IUCN: LC - Pouco preocupante; NT - Quase ameaçada; VU - Vulnerável; EN - Ameaçada; CR - Criticamente ameaçada.

Espécies	Estatuto Brasil	IUCN	Registos	%IPA+SUA Presente	Área (km ²) Presente	%IPA+SUA 2050	Área (km ²) 2050	%IPA+SUA 2070	Área (km ²) 2070
<i>A. aestiva</i>	R	LC	666	11,54	5.118.697,58	12,99	5.120.185,72	14,01	5,708,449,55
<i>A. amazonica</i>	R	LC	524	18,27	5.573.218,74	18,63	5.516.116,62	17,47	6,306,737,30
<i>A. ararauna</i>	R	LC	711	17,77	5.908.622,19	17,64	5.855.276,70	17,14	6,254,071,00
<i>A. auricapillus</i>	R, E	NT	228	10,82	2.954.457,73	8,34	2.151.596,92	7,30	1.858.301,79
<i>A. autumnalis</i>	R	LC	25	37,20	464.837,79	33,51	722.812,42	33,68	700.066,35
<i>A. brasiliensis</i>	R, E	VU	31	19,64	132.209,22	22,38	127.319,51	15,25	148.187,58
<i>A. chloropterus</i>	R	LC	447	17,89	5.541.305,45	19,27	5.167.523,18	18,95	5.119.854,94
<i>A. farinosa</i>	R	NT	281	21,18	4.364.545,96	22,89	3.981.515,95	21,47	4.285.046,70
<i>A. festiva</i>	R	NT	124	23,03	3.323.715,07	25,17	2.749.009,82	21,76	4.149.673,40
<i>A. hyacinthinus</i>	R	VU	245	12,81	4.345.078,59	13,84	4.872.114,15	14,83	4.640.542,78
<i>A. jandaya</i>	R, E	LC	126	19,11	4.587.204,34	17,81	5.242.103,28	19,24	5.096.050,67
<i>A. kawalli</i>	R, E	NT	67	26,50	1.263.991,44	25,88	1.797.383,73	26,45	1.393.688,58
<i>A. macao</i>	R	LC	281	18,59	5.456.235,07	17,76	5.973.539,12	17,35	6.071.074,59
<i>A. nenday</i>	R	LC	115	10,60	1.119.737,89	12,94	2.318.994,72	14,57	1.942.404,82
<i>A. ochrocephala</i>	R	LC	194	21,69	3.311.343,52	22,02	3.517.292,83	20,25	4.130.619,90
<i>A. pretrei</i>	R	VU	39	3,57	408.222,57	5,09	448.010,57	4,24	381.563,86
<i>A. rhodocorytha</i>	R, E	EN	52	12,11	2.921.953,90	5,95	868.061,56	8,05	897.272,68
<i>A. severus</i>	R	LC	257	21,72	4.050.812,25	18,69	5.328.332,41	21,94	3.968.855,83
<i>A. vinacea</i>	R	EN	126	6,40	1.838.308,09	7,40	1.217.321,72	7,48	1.196.488,78
<i>A. weddellii</i>	R	LC	102	17,48	3.105.796,85	18,99	3.496.732,78	19,07	3.668.166,65
<i>A. xanthops</i>	R	NT	143	11,76	4.818.518,22	13,47	5.054.720,94	11,22	2.580.403,64
<i>B. chiriri</i>	R	LC	1183	14,27	5.720.725,33	15,78	6.490.253,09	15,85	6.634.920,32
<i>B. chrysoptera</i>	R	LC	269	20,30	4.727.546,90	21,40	4.427.516,42	22,03	4.201.162,89

<i>B. cyanoptera</i>	R	LC	28	27,06	1.947.217,88	27,80	2.456.002,31	27,60	2.226.351,00
<i>B. sanctithomae</i>	R	LC	116	29,70	1.736.779,54	28,63	2.773.047,53	33,14	2.194.382,97
<i>B. tirica</i>	R. E	LC	773	16,69	5.330.573,58	11,81	3.708.953,80	15,07	4.137.328,53
<i>B. versicolurus</i>	R	LC	123	25,71	3.319.767,55	20,99	4.699.948,83	26,87	3.329.798,93
<i>D. accipitrinus</i>	R	LC	127	27,47	2.733.533,03	26,11	3.233.484,78	27,84	2.754.735,10
<i>D. nobilis</i>	R	LC	538	16,33	6.380.566,27	16,34	6.802.843,23	16,31	6.479.878,93
<i>E. aurea</i>	R	LC	985	16,43	6.847.699,20	16,45	6.909.074,12	16,14	6.431.252,62
<i>E. cactorum</i>	R. E	LC	309	9,39	2.275.802,61	9,02	1.735.299,36	11,64	3.064.089,46
<i>E. pertinax</i>	R	LC	39	28,11	1.764.073,36	31,44	2.303.545,54	32,73	894.369,53
<i>F. modestus</i>	R	LC	41	18,96	2.761.121,54	19,81	2.836.359,39	19,80	2.692.205,12
<i>F. passerinus</i>	R	LC	39	29,60	1.713.708,19	32,29	1.942.354,67	31,42	2.090.795,21
<i>F. xanthopterygius</i>	R	LC	1140	16,38	6.982.455,31	15,75	6.744.837,11	15,69	6.660.629,82
<i>G. brachyurus</i>	R	LC	75	27,27	1.760.202,82	27,58	1.444.058,66	26,63	2.184.645,46
<i>G. guarouba</i>	R. E	VU	17	22,79	3.341.423,67	22,31	3.789.250,28	22,37	3.733.540,36
<i>M. monachus</i>	R	LC	388	8,72	1.980.061,04	11,60	3.076.701,40	12,24	2.683.295,25
<i>O. manilatus</i>	R	LC	276	17,11	6.580.432,05	18,60	5.789.510,34	18,39	5.630.007,99
<i>P. amazonum</i>	R. E	EN	117	19,70	3.101.527,46	23,00	1.899.689,02	20,75	2.503.244,07
<i>P. aurantiocephala</i>	R. E	NT	15	28,42	1.325.091,04	23,61	1.961.591,74	31,59	727.303,95
<i>P. auricollis</i>	R	LC	121	11,81	1.961.750,71	9,17	1.503.139,33	13,39	1.752.051,53
<i>P. barrabandi</i>	R	NT	95	26,37	2.485.879,86	27,87	2.246.448,22	26,63	2.193.057,33
<i>P. caica</i>	R	NT	30	32,95	183.631,04	34,88	403.246,05	38,38	188.176,44
<i>P. coerulescens</i>	R. E	VU	25	21,56	1.858.535,15	18,34	1.511.867,39	18,08	1.834.398,76
<i>P. cruentata</i>	R. E	VU	32	4,50	721.162,22	4,83	714.025,99	4,02	216.090,36
<i>P. devillei</i>	R	NT	52	15,36	4.424.210,94	15,54	5.511.287,48	15,43	5.452.478,43
<i>P. frontalis</i>	R	LC	821	8,24	2.579.207,02	8,93	2.321.974,57	14,83	3.457.007,47
<i>P. fuscus</i>	R	LC	104	32,06	1.602.960,10	32,38	1.366.361,91	32,69	1.756.274,62
<i>P. griseipectus</i>	R. E	CR	19	12,97	293.132,71	19,97	455.159,05	21,49	483.045,72
<i>P. leucogaster</i>	R	EN	115	19,47	5.159.884,58	19,67	5.145.451,09	18,53	5.614.100,12
<i>P. leucophthalmus</i>	R	LC	1586	17,25	5.983.838,52	17,68	5.877.656,82	17,57	5.852.216,43
<i>P. leucotis</i>	R. E	NT	31	6,58	1.603.601,17	8,50	475.191,47	8,64	444.962,58

<i>P. maracana</i>	R	NT	359	14,42	5.828.998,14	13,48	5.222.336,99	13,47	5.261.372,82
<i>P. maximiliani</i>	R	LC	930	15,61	6.894.321,85	15,47	6.636.718,38	16,06	6.747.780,31
<i>P. melanocephalus</i>	R	LC	18	25,05	3.333.572,15	25,20	3.300.921,45	25,83	3.463.413,24
<i>P. menstruus</i>	R	LC	542	17,62	6.138.835,55	16,88	6.729.122,05	16,56	6.969.865,71
<i>P. perlata</i>	R	VU	87	21,55	2.432.093,52	23,81	2.121.029,67	23,60	2.292.874,63
<i>P. picta</i>	R	LC	15	23,79	4.073.632,47	27,66	2.092.473,47	25,74	3.502.203,30
<i>P. pileata</i>	R	LC	221	10,22	678.510,08	9,14	858.382,68	8,41	1.072.312,18
<i>P. snethlageae</i>	R	VU	15	15,02	5.310.411,80	16,86	5.479.687,82	17,99	4.598.745,36
<i>P. vulturina</i>	R. E	VU	29	26,83	811.262,47	24,31	991.202,38	22,94	974.504,59
<i>T. acuticaudatus</i>	R	LC	100	9,13	4.057.058,59	10,83	4.454.798,04	10,05	3.957.740,73
<i>T. huetii</i>	R	VU	53	24,68	3.504.105,89	24,37	3.705.528,45	24,23	2.937.998,18
<i>T. malachitacea</i>	R. E	NT	77	10,11	1.926.043,82	10,59	588.139,95	10,10	732.073,42
<i>T. melanonotus</i>	R. E	EN	32	10,55	2.092.910,00	14,51	331.505,14	16,03	275.504,55
<i>T. purpuratus</i>	R	LC	42	28,99	2.667.947,43	29,27	1.298.825,79	29,23	1.455.773,29
<i>T. surdus</i>	R. E	VU	47	17,14	1.203.802,44	13,82	1.296.185,56	9,64	856.903,10